Les produits chimiques toxiques dans les Grands Lacs et leurs effets connexes

Volume I — Les concentrations et les tendances des contaminants

Gouvernement du Canada
Government of Canada

91-05777/

LES PRODUITS CHIMIQUES TOXIQUES DANS LES GRANDS LACS ET LEURS EFFETS CONNEXES

VOLUME I
LES CONCENTRATIONS ET LES TENDANCES DES CONTAMINANTS

Mars 1991

ENVIRONNEMENT CANADA
MINISTÈRE DES PÊCHES ET DES OCÉANS
SANTÉ ET BIEN-ÊTRE SOCIAL CANADA

Le présent rapport est imprimé sur du papier recyclé contenant des fibres récupérées. L'encre utilisée pour l'impression de ce volume est à base d'huile végétale, ce qui réduit le contenu en solvants toxiques. La couverture a été enduite de vernis afin de la protéger.

Available in English upon request.

© Ministre des Approvisionnements et Services, Canada, 1991
N° de cat. En 37-95/1990-1F
ISBN 0-662-96480-2

TABLE DES MATIÈRES

VOLUME I
Les concentrations et les tendances des contaminants

Auteurs et collaborateurs v

Introduction vii

Partie 1. Les concentrations des contaminants dans l'eau et les sédiments 1

2. Les concentrations des contaminants chez le biote aquatique 157

3. Les concentrations des contaminants chez les espèces fauniques 333

4. Les concentrations des contaminants chez les humains 425

Annexe 526

VOLUME II
Les effets des contaminants

Auteurs et collaborateurs v

Introduction vii

Partie 1. Les effets des contaminants chez le biote aquatique 527

2. Les effets des contaminants chez les espèces fauniques 595

3. Les effets des contaminants sur la santé humaine 689

4. Synthèse 809

Annexe 823

AUTEURS ET COLLABORATEURS

Le Comité de direction désire exprimer sa reconnaissance aux principaux auteurs et collaborateurs qui ont prêté leur concours à la préparation des deux volumes de ce rapport. Il veut aussi remercier les personnes qui ont pris part au processus de révision; la liste de ces collaborateurs se trouve à la fin de chaque partie du rapport.

Auteurs

R.J. Allan	Institut national de recherche sur les eaux Environnement Canada
A.J. Ball	Institut national de recherche sur les eaux Environnement Canada
V.W. Cairns	Laboratoire des Grands Lacs pour les pêches et les sciences aquatiques Ministère des Pêches et des Océans
G.A. Fox	Service canadien de la faune Environnement Canada
A.P. Gilman	Direction de l'hygiène du milieu Santé et Bien-être social Canada
D.B. Peakall	Service canadien de la faune Environnement Canada
D.A. Piekarz	Bureau de l'environnement des Grands Lacs Environnement Canada
J.C. Van Oostdam	Direction de l'hygiène du milieu Santé et Bien-être social Canada
D.C. Villeneuve	Direction de l'hygiène du milieu Santé et Bien-être social Canada
D.T. Williams	Direction de l'hygiène du milieu Santé et Bien-être social Canada

Collaborateurs

C. Bishop	Service canadien de la faune Environnement Canada
R.W. Brecher	Eco Logic, Inc.
W.D. Clements	Eco Logic, Inc.
J. Chouinard	Expert-conseil
T.E. Colborn	World Wildlife Fund The Conservation Foundation Washington, D.C.
J.M. Cooley	Laboratoire des Grands Lacs pour les pêches et les sciences aquatiques Ministère des Pêches et des Océans
K. Davies	EcoSystems Consulting Inc.
S. Kennedy	Service canadien de la faune Environnement Canada
K.L. Maus	Direction de l'hygiène du milieu Plan d'action pour les Grands Lacs Santé et Bien-être social Canada
R.J. Norstrom	Service canadien de la faune Environnement Canada
D.V. Weseloh	Service canadien de la faune Environnement Canada
D.M. Whittle	Laboratoire des Grands Lacs pour les pêches et les sciences aquatiques Ministère des Pêches et des Océans

Le Groupe de travail désire remercier MM. Oliver Tsai et Carl Stieren qui ont effectué le traitement de texte de la version anglaise, ainsi M[mes] Jacqueline April et Pierrette Latour-Couillard qui ont assuré, respectivement, la révision de la version française et le traitement de texte en français du rapport.

INTRODUCTION

La production commerciale grandissante et l'utilisation largement répandue des produits chimiques toxiques de synthèse et des métaux, qui ont cours depuis les années 1940, ont eu pour conséquence la contamination de l'environnement. Bien que la présence de produits chimiques persistants dans l'eau des Grands Lacs soit connue depuis un certain temps, une inquiétude s'est manifestée ces dernières années au sujet des effets de ces produits chimiques sur l'environnement et sur la santé humaine.

Depuis deux ans et demi, Environnement Canada, le ministère des Pêches et des Océans et Santé et Bien-être social Canada ont joint leurs efforts pour effectuer une compilation des documents scientifiques ayant trait aux concentrations, aux tendances et aux effets des produits chimiques toxiques persistants qui sont présents dans le bassin des Grands Lacs. Leur travail en collaboration a conduit à la production d'un document technique en deux volumes qui porte le titre *Les produits chimiques toxiques dans les Grands Lacs et leurs effets connexes*. Le volume I du rapport est divisé en quatre parties. Il résume les données sur les concentrations des produits chimiques toxiques dans l'eau et les sédiments, chez les invertébrés et le poisson, chez la faune et chez les humains. Le volume II contient également quatre parties. Il examine l'état de nos connaissances concernant les effets des produits chimiques toxiques persistants chez le poisson, chez la faune et chez les humains et il présente, en conclusion, une synthèse dans laquelle on interprète le sens de l'information sur les concentrations et sur les effets des contaminants qui est contenue dans les deux volumes. Chaque partie du rapport commence par un résumé.

À la lumière de nos connaissances actuelles sur les produits chimiques et leur toxicité, il se dégage un modèle indiquant que les produits chimiques persistants dans l'environnement ont un effet considérable sur le poisson et les espèces fauniques. Nous ne savons encore que peu de chose au sujet des effets chez l'être humain d'une exposition durant toute la vie aux produits chimiques organiques et aux métaux toxiques. Bien qu'il subsiste certaines obscurités, il est évident que les produits chimiques toxiques représentent une menace pour l'écosystème tout entier. C'est pourquoi le principe visant l'«élimination virtuelle» des substances toxiques persistantes de l'eau des lacs a été adopté dans l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs

entre le Canada et les États-Unis. Les gouvernements des deux pays, de concert avec la province d'Ontario, les huit États américains des Grands Lacs et les municipalités riveraines importantes, se mobilisent en vue d'atteindre cet objectif grâce à des méthodes de contrôle, des stratégies de prévention de la pollution et l'éducation du public. Entre-temps, les programmes gouvernementaux continuent de surveiller la santé de l'écosystème, d'évaluer l'étendue de sa détérioration par les produits chimiques toxiques et d'élaborer des moyens de réduire les répercussions de l'exposition aux contaminants.

LES PRODUITS CHIMIQUES TOXIQUES DANS LES GRANDS LACS ET LEURS EFFETS CONNEXES

VOLUME 1, PREMIÈRE PARTIE

LES CONCENTRATIONS DES CONTAMINANTS DANS L'EAU ET LES SÉDIMENTS

RÉSUMÉ

Ce rapport passe en revue l'information disponible concernant les concentrations de certains produits chimiques ainsi que les tendances de leur évolution dans l'eau et dans les sédiments des Grands Lacs. Les résultats présentés ici sont tirés, dans toute la mesure du possible, de documents publiés, et les données non interprétées n'ont pas été utilisées.

Les données les plus récentes sur les produits chimiques présents dans l'eau sont les plus fiables et indiquent que les concentrations sont, pour les plus faibles, de l'ordre de parties par billion, ce qui est de beaucoup inférieur aux concentrations mesurées dans le passé. Actuellement, la plupart des concentrations de produits chimiques toxiques dans l'eau sont inférieures aux concentrations mentionnées à titre d'objectifs dans l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs.

Les données concernant les concentrations de produits chimiques dans des carottes de sédiments indiquent que les charges majeures en produits chimiques toxiques persistants dans l'écosystème aquatique des Grands Lacs ont été observés entre les années 1950 et le début des années 1970. Les principaux apports de plusieurs produits chimiques particuliers remontent souvent à plusieurs années avant leur détection dans le biote. Les concentrations de plusieurs de ces produits chimiques ont diminué et sont moins élevées qu'elles n'étaient il y a 10 ou 15 ans. Dans certains lacs, ces diminutions ont été saisissantes et sont en corrélation avec l'interdiction ou les restrictions imposées aux industries relativement à la fabrication et à l'utilisation de certains produits chimiques, en particulier les BPC et le mirex.

Les lacs Ontario, Michigan et Érié sont les plus chimiquement contaminés des Grands Lacs, tandis que le lac Supérieur est le moins contaminé. Les caractéristiques physiques des lacs et des voies interlacustres influent sur les types de sources et sur les concentrations en produits chimiques. L'atmosphère constitue pour les Grands Lacs d'amont une source plus importante que pour les Grands Lacs d'aval de la plupart des polluants chimiques qui sont les plus critiques (p. ex. : les BPC, le DDT et le plomb). Les grandes superficies des lacs d'amont et de leurs bassins versants constituent le facteur majeur de leur contamination. À l'opposé, les lacs d'aval reçoivent des apports plus importants que les lacs d'amont de leurs principaux tributaires, de l'industrie, des municipalités et de l'agriculture.

Les concentrations de contaminants dans l'eau sont plus élevées dans les zones littorales. Par contre, des concentrations plus élevées sont observées dans les sédiments des bassins sédimentaires, des ports et des deltas. Ces zones comprennent les baies Saginaw, Georgienne, Duluth-Superior et Green, le lac Érié occidental et la partie du lac Ontario adjacente à la rivière Niagara. Dans les voies interlacustres, les concentrations sont habituellement plus élevées le long des rives en aval des sources. Les concentrations de certains produits chimiques sont encore élevées le long du corridor des rivières St. Clair et Detroit ainsi que de la rivière Niagara. Les déversements constituent un problème important dans la rivière St. Clair.

Bien que l'on ait relevé la présence de 362 composés chimiques xénobiotiques dans les eaux des Grands Lacs depuis 1982, on n'a pas décelé, dans aucun des Grands Lacs, de nouveaux contaminants qui présentent une très large diffusion, un niveau élevé de toxicité et la persistance dans l'écosystème aquatique. Les mesures de lutte contre la pollution devront désormais tenir compte des sources ponctuelles qui n'ont pas été surveillées de façon adéquate (p. ex. : les usines de traitement des eaux usées) et des sources non ponctuelles telles que l'atmosphère, les composés chimiques réactivés à l'intérieur des sédiments contaminés, les eaux de ruissellement agricoles, forestières et urbaines ainsi que les nappes phréatiques contaminées.

Par la signature de l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs de 1978, le Canada et les États-Unis ont convenu de l'élimination virtuelle des substances toxiques persistantes des Grands Lacs, l'objectif visé étant d'en arriver à un déversement éventuellement nul. Depuis 1978, des programmes ont été mis en route dans un grand nombre d'endroits, comme à la frontière que constitue la rivière Niagara, le long des rivières Detroit et St. Clair et dans de nombreux «secteurs préoccupants», afin de réduire ou d'éliminer les apports de contaminants dans les Grands Lacs. Ces programmes ainsi que d'autres devront être appliqués rapidement si l'on veut atteindre l'objectif visé de l'élimination virtuelle et du déversement nul des déchets toxiques dans les Grands Lacs.

TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ 3

LISTE DES FIGURES 7

LISTE DES TABLEAUX 8

1. INTRODUCTION 9
   - 1.1 Sources, voies et devenir des produits chimiques toxiques 10
   - 1.2 Principaux produits chimiques préoccupants 13
   - 1.3 Historique de la contamination 15
   - 1.4 Échantillonnage et analyse 16

2. PRODUITS CHIMIQUES TOXIQUES PRÉSENTS DANS L'EAU, LES MATIÈRES EN SUSPENSION ET LES SÉDIMENTS DE FOND DES GRANDS LACS ET DES VOIES INTERLACUSTRES 19
   - 2.1 Lac Supérieur 20
     - 2.1.1 L'eau et les matières en suspension 20
     - 2.1.2 Les sédiments de fond 23
   - 2.2 Lac Michigan 27
     - 2.2.1 L'eau et les matières en suspension 27
     - 2.2.2 Les sédiments de fond 29
   - 2.3 Lac Huron 31
     - 2.3.1 L'eau et les matières en suspension 32
     - 2.3.2 Les sédiments de fond 34
   - 2.4 Rivière St. Clair, lac Sainte-Claire et rivière Detroit 37
     - 2.4.1 L'eau et les matières en suspension 38
     - 2.4.2 Les sédiments de fond 42
   - 2.5 Lac Érié 49
     - 2.5.1 L'eau et les matières en suspension 50
     - 2.5.2 Les sédiments de fond 54
   - 2.6 Rivière Niagara 59
     - 2.6.1 L'eau et les matières en suspension 62
     - 2.6.2 Les sédiments de fond 67
   - 2.7 Lac Ontario 68
     - 2.7.1 L'eau et les matières en suspension 69
     - 2.7.2 Les sédiments de fond 73
   - 2.8 Fleuve Saint-Laurent 78
     - 2.8.1 L'eau et les matières en suspension 78
     - 2.8.2 Les sédiments de fond 81

3. CONCLUSIONS 82

4. REMERCIEMENTS 92

5. BIBLIOGRAPHIE 93

6. ANNEXE 107
6.1 Acronymes 107
6.2 Abréviations chimiques 108
6.3 Glossaire 109

LISTE DES FIGURES

Figure 1 Bassin hydrographique des Grands Lacs 112

Figure 2 Mercure dans les sédiments des Grands Lacs 113

Figure 3 BPC dans les couches superficielles des sédiments de fond des Grands Lacs 114

Figure 4 Répartition du mercure, du plomb et des BPC dans des carottes de sédiments du lac Supérieur, et du benzo[a]pyrène dans des carottes de sédiments du lac St. George 115

Figure 5 Répartition du plomb et des BPC dans des carottes de sédiments du lac Michigan 116

Figure 6 Répartition du cadmium, du mercure et des PCDD + PCDF dans des carottes de sédiments du lac Huron 117

Figure 7 Répartition du mercure dans les sédiments de surface du lac Sainte-Claire en 1970 118

Figure 8 Concentrations de contaminants dans les sédiments de la rivière St. Clair, en 1983 et en 1985 119

Figure 9 Concentrations de cadmium dans la couche superficielle des sédiments de fond du lac Érié, en 1971 et en 1979 120

Figure 10 Répartition de l'arsenic, du DDE et des PCDD + PCDF dans des carottes de sédiments du lac Érié 121

Figure 11 Principaux points de rejet d'effluents et principales décharges près de la rivière Niagara 122

Figure 12 Concentrations de produits chimiques organiques dans des échantillons d'eau prélevés hebdomadairement à Niagara-on-the-Lake de 1981 à 1983 123

Figure 13 Répartition du DDT total, de la dieldrine, du mirex, de l'alpha-BHC, du HCB et des BPC dans les sédiments en suspension de la rivière Niagara en 1981 124

Figure 14 Comparaison des concentrations moyennes d'a-BHC, de BPC totaux et de p-DCB entre différents lacs 125

Figure 15 Concentrations de mirex dans les 3 cm superficiels des sédiments du lac Ontario en 1968, en 1977 et en 1981 126

Figure 16 Répartition du mirex, des chlorobenzènes et des BPC dans des carottes de sédiments du delta de la rivière Niagara et répartition du mercure dans des carottes de sédiments du lac Ontario oriental 127

Figure 17 DDT total, BPC et mirex présents dans les matières en suspension du le fleuve Saint-Laurent en 1981 128

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1 Caractéristiques physiques des Grands Lacs 129

Tableau 2 Objectifs de l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs pour les principaux produits chimiques examinés 130

Tableau 3 Unités de mesure 131

Tableau 4 Concentrations de contaminants dans l'eau du lac Supérieur . 132

Tableau 5 Concentrations de contaminants dans les sédiments de fond du lac Supérieur 134

Tableau 6 Concentrations de contaminants dans l'eau du lac Michigan . . 135

Tableau 7 Concentrations de contaminants dans les sédiments de fond du lac Michigan 137

Tableau 8 Concentrations de contaminants dans l'eau du lac Huron 138

Tableau 9 Concentrations de contaminants dans les sédiments de fond du lac Huron 140

Tableau 10 Concentrations de contaminants dans l'eau du lac Érié 142

Tableau 11 Concentrations de contaminants dans les sédiments de fond du lac Érié 144

Tableau 12 Concentrations de contaminants dans l'eau de la rivière Niagara 146

Tableau 13 Concentrations de contaminants dans les sédiments en suspension dans la rivière Niagara 149

Tableau 14 Concentrations de contaminants dans les sédiments de fond de la rivière Niagara 151

Tableau 15 Concentrations de contaminants dans l'eau du lac Ontario . . . 152

Tableau 16 Concentrations de contaminants dans les sédiments de fond du lac Ontario 154

1. INTRODUCTION

Les Grands Lacs constituent la plus grande étendue d'eau douce du globe. Le lac Supérieur est par sa superficie le deuxième plus grand lac au monde. Les lacs Huron et Michigan se classent respectivement aux cinquième et au sixième rangs, alors que le lac Érié vient au treizième rang et le lac Ontario, au dix-septième (Beeton, 1984). Les Grands Lacs sont l'une des grandes ressources naturelles de la planète. Malgré leur grande superficie, ils ont été contaminés par des produits chimiques toxiques. Ces produits sont issus du développement urbain et industriel ainsi que de l'agriculture. Certaines substances chimiques toxiques sont réparties dans l'ensemble de l'écosystème des Grands Lacs.

Ce rapport passe en revue l'information disponible concernant les concentrations de certains produits chimiques toxiques présents dans l'eau et les sédiments de fond des Grands Lacs et des voies interlacustres. Les configurations spatiales et les tendances temporelles des concentrations sont examinées lorsque cela est possible.

L'introduction consiste en renseignements de base concernant les produits chimiques toxiques présents dans l'eau et les sédiments des Grands Lacs. Elle comprend de l'information sur les sources, les voies et le devenir des produits chimiques dans le réseau, une discussion des principaux produits chimiques préoccupants, un historique de la contamination des Grands Lacs et une description de l'échantillonnage et de l'analyse de l'eau et des sédiments. Le rapport est structuré en fonction de la géographie, c'est-à-dire que les données pour chacun des lacs et des voies interlacustres sont présentées en succession, depuis le lac Supérieur jusqu'à la partie internationale du cours du fleuve Saint-Laurent. Pour chacune des étendues d'eau, l'état de l'eau puis des sédiments sont examinés. Les sections portant sur l'eau sont divisées en deux parties. La première examine les données sur la phase aqueuse et sur l'eau totale, et la deuxième, les concentrations dans les sédiments en suspension. Les sections portant sur les sédiments sont également divisées en deux parties : les concentrations dans les sédiments de surface et les concentrations dans des carottes de sédiments.

Dans chacune de ces quatre sections, les concentrations de métaux sont traitées avant les concentrations de contaminants organiques. Les principaux produits chimiques examinés sont le plomb (Pb), le mercure (Hg),

le cadmium (Cd), l'arsenic (As), le DDT et ses métabolites, la dieldrine, l'alpha-BHC, le lindane, le mirex, le toxaphène, le benzo[a]pyrène (B[a]P), les dioxines et les furanes, le HCB, le HCBD et les BPC. Une liste des abréviations chimiques est présentée à l'annexe (6.2). Des tableaux fournissent les concentrations de ces produits chimiques dans l'eau et dans les sédiments pour chacun des Grands Lacs et pour la rivière Niagara. Des profils représentatifs pour des carottes prélevées dans chacun des Grands Lacs montrent les tendances des concentrations dans les sédiments. Des résumés des configurations géographiques de la répartition des contaminants et de l'évolution des concentrations en fonction du temps sont présentés en conclusion. Un glossaire figure à l'annexe (6.3).

La contamination des Grands Lacs par les produits chimiques toxiques est mieux documentée que celle de tout autre ensemble de lacs d'eau douce au monde (Allan, 1988). Le présent rapport constitue le document le plus complet préparé jusqu'à maintenant concernant les concentrations de contaminants toxiques dans l'eau et les sédiments de tous les Grands Lacs et des voies interlacustres. La documentation examinée englobe des articles et des numéros de périodiques, des rapports, des communications et comptes rendus de conférences, des mémoires, des monographies et des chapitres d'ouvrages. Dans la mesure du possible, seules les sources primaires publiées ont été utilisées.

1.1 SOURCES, VOIES ET DEVENIR DES PRODUITS CHIMIQUES TOXIQUES

L'eau s'écoule des lacs Supérieur et Michigan vers les autres Grands Lacs et le fleuve Saint-Laurent jusqu'à l'océan Atlantique. Les Grands Lacs forment un ensemble du fait qu'ils sont reliés par un court passage à Mackinac et les courtes voies interlacustres que sont les rivières St. Clair, Detroit et Niagara (figure 1). Ces voies acheminent des débits extrêmement élevés d'approximativement 6 000 m^3/s, ce qui les place parmi les plus importants cours d'eau du globe. Ces transferts considérables d'eau par les lacs Érié et Ontario sont importants pour le devenir des produits chimiques dans ces Grands Lacs d'aval. Moins de 1 % du volume d'eau total du bassin s'en écoule chaque année par le fleuve Saint-Laurent. Les temps de séjour dans les Grands Lacs d'aval sont fortement influencés par l'écoulement dans les voies interlacustres (tableau 1).

Les voies interlacustres, les autres tributaires et l'atmosphère sont les sources majeures de plusieurs produits chimiques toxiques présents dans les Grands Lacs d'aval (Strachan et Eisenreich, 1988). L'industrie canadienne est concentrée le long des rives de la rivière St. Clair. Les villes de Detroit et de Windsor sont situées sur les rives de la rivière Detroit. L'agglomération de Buffalo est située immédiatement en amont de la rivière Niagara. Il y a eu un développement industriel majeur le long de la rivière Niagara. Les déversements industriels et municipaux de ces villes ont introduit des produits chimiques toxiques dans les voies interlacustres et, par conséquent, dans les lacs d'aval (CPTRN, 1984; ECRGLA, 1989). Les voies acheminent vers les lacs situés en aval les produits chimiques déversés le long de leurs rives. Par exemple, il n'y a que peu ou pas du tout d'élimination à long terme de produits chimiques par enfouissement dans les sédiments de fond de la rivière Niagara (Mudroch et Williams, 1989). Les débits élevés des voies ont une autre conséquence importante, soit de diluer rapidement les apports en composés chimiques pour produire des concentrations extrêmement faibles dans la phase aqueuse; toutefois, en raison de ces débits élevés, ces concentrations extrêmement faibles représentent des apports élevés dans les lacs d'aval.

Les deux plus importantes conurbations du bassin des Grands Lacs sont celles de la région de Gary-Chicago-Milwaukee, au sud-ouest du lac Michigan, et celle de la région de Hamilton-Toronto, au nord-ouest du lac Ontario. Des contaminants sont introduits dans les lacs par le ruissellement urbain dans les égouts pluviaux et par un grand nombre d'usines d'épuration des eaux d'égout.

Des sources non ponctuelles de contamination chimique, comme l'atmosphère, le ruissellement sur les terres agricoles, et des sédiments contaminés sont aujourd'hui reconnues comme sources de contaminants dans les lacs. Les pratiques agricoles constituent des sources de pesticides le long des affluents des lacs Michigan, Érié et Ontario en particulier. En raison de la superficie des lacs, le dépôt atmosphérique constitue une source majeure de produits chimiques dans les Grands Lacs (Strachan et Eisenreich, 1988).

Les Grands Lacs sont souvent appelés des mers intérieures, toutefois des processus comme la sédimentation, la photodégradation et la

bioaccumulation qui régissent le devenir des produits chimiques dans ces grandes nappes d'eau y sont similaires à ceux observés dans les lacs plus petits. Les contaminants hydrophobes se retrouvent aux interfaces entre l'eau et d'autres compartiments aquatiques comme les matières organiques et inorganiques dans la colonne d'eau, ou aux microcouches de surface entre l'eau et l'atmosphère. S'ils sont associés à la matière particulaire, les composés chimiques toxiques deviennent soumis aux processus limnologiques, comme la sédimentation et la concentration dans les bassins sédimentaires. L'enfouissement dans les sédiments de fond est un processus majeur d'autonettoyage des écosystèmes aquatiques. Dans les lacs profonds (Supérieur, Michigan, Huron et Ontario), les produits chimiques toxiques qui se sont accumulés dans les sédiments de fond sont éventuellement enfouis sous des sédiments plus propres et sont ainsi éliminés des voies de bioaccumulation. La profondeur et les dimensions des lacs influent également sur leur productivité biologique et, par voie de conséquence, sur le devenir des contaminants. Les charges en éléments nutritifs des lacs influencent aussi la productivité. La relation entre les éléments nutritifs et le devenir des produits chimiques n'est pas encore bien établie, mais on a émis l'hypothèse que les concentrations de produits chimiques au sommet des réseaux trophiques aquatiques étaient peut-être moins élevées dans les lacs riches en éléments nutritifs. La réponse de chaque lac à la contamination est ainsi individualisée. Le devenir des produits chimiques toxiques dans les lacs est également déterminé par les caractéristiques physico-chimiques des produits. Parmi ces dernières, mentionnons la solubilité, la volatilité, la lipophilicité, le caractère hydrophobe, le degré de partage sur des matières en suspension et la sensibilité à la photodégradation et à la biodégradation. Une fois libérés dans les écosystèmes aquatiques, certains composés chimiques disparaissent rapidement par dégradation ou par volatilisation dans l'atmosphère. La dégradation des composés chimiques peut s'effectuer par toute une gamme de processus chimiques et biologiques, dont l'hydrolyse, la photolyse et la déchloration bactérienne ou fongique. Même des composés chimiques dont la durée de vie est courte peuvent être hautement toxiques pendant qu'ils se trouvent dans la colonne d'eau.

1.2 PRINCIPAUX PRODUITS CHIMIQUES PRÉOCCUPANTS

L'inquiétude suscitée par la pollution des Grands Lacs a trait aux produits chimiques toxiques persistants. Les métaux toxiques comprennent le plomb, le mercure, le cadmium et l'arsenic. Les composés chimiques organiques toxiques persistants englobent les pesticides chlorés, comme le DDT et le mirex, les benzènes chlorés, les dioxines et les furanes chlorés ainsi que les BPC.

Un inventaire détaillé des substances chimiques identifiées dans l'écosystème des Grands Lacs a été publié par la CMI en 1983. La liste de travail de 1986 des produits chimiques présents dans le bassin des Grands Lacs (liste exhaustive de la CMI), qui comprend 362 composés chimiques, a été produite à partir de cet inventaire (CMI, 1987b). Parmi ces composés chimiques, la CMI a retenu 11 polluants critiques qui forment la liste primaire. Les renseignements sur lesquels sont basés le choix des composés à inclure dans une liste de produits prioritaires englobent généralement la stabilité chimique dont dépend la persistance dans l'environnement, les quantités en présence, les types d'utilisations, la tendance des composés chimiques à s'accumuler dans les organismes vivants et les effets biologiques associés à l'exposition aiguë ou chronique (Hamilton *et al.*, 1987). Dans le présent rapport, tous les produits chimiques de la liste primaire ainsi que plusieurs produits chimiques de la liste exhaustive sont examinés.

Il existe au Canada plusieurs ensembles d'objectifs et de recommandations établis en rapport avec les concentrations de produits chimiques toxiques dans l'eau. Deux de ces ensembles sont présentés au tableau 2. L'élaboration et l'application de recommandations pour la protection de la vie aquatique devraient être basées sur des renseignements complets concernant le paramètre préoccupant, dont sa forme et son devenir dans le milieu aquatique, les relations quantitatives exposition/effets, et le devenir du produit chimique à l'intérieur des organismes pour un intervalle étendu de concentrations. La base de renseignements pertinents, pour un produit chimique en particulier, est rarement complète. En général, les recommandations pour la qualité de l'eau qui sont appliquées au Canada sont basées sur des échantillons d'eau non filtrée (CCMRE, 1987).

Le premier ensemble d'objectifs présenté est celui des objectifs

spécifiques de l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs de 1978. Ces objectifs ont été modifiés par le Protocole de 1987. Bien que ce protocole mentionne que le déversement de substances toxiques en quantités toxiques doive être interdit et que le déversement de toute substance toxique persistante doive être virtuellement éliminé (CMI, 1978), les objectifs spécifiques énumérés dans l'Accord de 1978 révisé ont été adoptés en 1987 à titre d'objectifs provisoires pour les substances toxiques persistantes. Le deuxième ensemble de recommandations a été celui proposé par le Conseil canadien des ministres des ressources et de l'environnement (CCMRE). En 1984, le CCMRE a approuvé une recommandation du Groupe de travail sur les recommandations pour la qualité des eaux visant une harmonisation des lignes directrices canadiennes en matière de qualité de l'eau (CCMRE, 1987). Ces recommandations sont ici présentées à des fins de comparaison avec les objectifs de la CMI. L'introduction du rapport du Groupe de travail indique que les recommandations ne devraient pas être considérées comme des valeurs universelles pour la qualité de l'eau à l'échelle nationale et que des variations des conditions environnementales d'un bout à l'autre du pays influeront de différentes manières sur la qualité de l'eau, de sorte qu'un grand nombre des recommandations devront être modifiées en fonction des conditions locales (CCMRE, 1987).

Alors que des critères et des normes concernant les sédiments sont encore en voie d'élaboration, le rôle des sédiments comme source de contaminants chimiques du milieu aquatique demeure mal compris. Les critères existants concernant l'élimination au large de déblais de dragage ont été établis à titre de guides en vue de la détermination de méthodes appropriées pour éliminer des déblais, et non pour l'évaluation de la qualité de l'eau ou des risques pour l'écosystème. Ces recommandations sont les suivantes : mercure, 0,3 ppm; plomb, 50 ppm; cadmium, 1,5 ppm; arsenic, 8 ppm; BPC, 0,05 ppm. Pour les autres contaminants organiques, les recommandations proposent des quantités inférieures aux seuils de détection à l'aide de la meilleure technologie disponible.

Dans le présent rapport les concentrations sont exprimées en ppm (10^6), en ppb (10^9), en ppt (10^{12}) ou en ppq (10^{15}). Des exemples de ce que représentent ces concentrations en poids sec et en poids humide sont fournis au tableau 3.

1.3 HISTORIQUE DE LA CONTAMINATION

Au début des années 1960, on a décelé des pesticides, comme le DDT, dans les Grands Lacs. Cette découverte fut suivie de la détection d'autres pesticides organochlorés et de produits chimiques industriels, comme les BPC (Williams, 1975; D'Itri, 1988). En 1968, du mercure fut détecté en concentrations élevées dans des sédiments des lacs Ontario et Huron (Thomas, 1972; 1973). À la même époque, des concentrations tellement élevées de mercure furent relevées dans le poisson du lac Sainte-Claire (Fimreite *et al.*, 1971) que la pêche commerciale y fut interdite en 1970. Les sources du mercure présent dans le lac Sainte-Claire étaient les fabriques de chlore et de soude caustique en amont sur la rivière St. Clair. En 1971, le *Michigan Public Health Department* (É.-U.) émettait un avis relatif à la consommation à cause de la présence de BPC dans le touladi et le saumon du lac Michigan. Peu de temps après, en 1974, du mirex fut trouvé dans le poisson de la baie de Quinte du lac Ontario. Vers la fin de 1979, la présence de dioxines chlorées fut détectée dans les oeufs de Goélands argentés de colonies de la baie Saginaw, au Michigan. En 1982, la présence de toxaphène apparut pour la première fois dans le poisson du lac Supérieur. Des échantillonnages subséquents révélèrent que la plupart de ces mêmes produits chimiques étaient présents dans tout le réseau des Grands Lacs. De plus, des dosages de métaux, comme le plomb et le cadmium, dans différents milieux des Grands Lacs ont indiqué qu'ils constituaient également des polluants présents partout dans le réseau. La conscientisation de la communauté scientifique et du public en général à l'endroit du niveau de la pollution par les produits chimiques toxiques a ainsi progressé pendant environ 25 ans. La période de la plus grande inquiétude de la part du public en général se situe vers 1980; cette inquiétude était associée à la découverte de 2,3,7,8-TCDD dans les oeufs de Goélands argentés. Un déversement accidentel de perchloroéthylène dans la rivière St. Clair en 1985 constitue un autre événement majeur.

Des analyses chimiques de carottes de sédiments radiodatées montrèrent que la contamination des Grands Lacs a seulement commencé après la Deuxième Guerre mondiale, en même temps que l'intensification du développement urbain et industriel. La présence de HAP a été détectée dans

des sédiments lacustres déposés au début du siècle. Certains produits organochlorés comme les BPC et les chlorobenzènes étaient fabriqués avant la guerre. Toutefois, les apports de pointe de ces produits chimiques et des pesticides chlorés sont survenus beaucoup plus tard, pendant les années 1950, les années 1960 et le début des années 1970. Durant les années 1970, il apparut que les sédiments de fond étaient contaminés par des pesticides organochlorés et des BPC.

1.4 ÉCHANTILLONNAGE ET ANALYSE

Les produits chimiques examinés dans ce rapport sont ceux qui ont été traditionnellement dosés dans la plupart des milieux. Cependant, des tentatives récentes de calcul de bilans massiques pour les Grands Lacs ont montré que les bases de données sont tout à fait inadéquates, sauf peut-être dans le cas des BPC (Strachan et Eisenreich, 1988). Depuis 1979 environ, les concentrations de produits chimiques hydrophobes ont été mesurées dans les particules en suspension. Auparavant, les concentrations et les tendances dans la colonne d'eau étaient évaluées plus par analyse des matières en suspension, par exemple, dans les voies interlacustres comme la rivière Niagara. Toutefois, aux faibles concentrations dans les matières en suspension couramment relevées dans le réseau des Grands Lacs, même les produits chimiques les plus hydrophobes se trouvent principalement dissous. À cette époque, les données quantitatives fiables concernant les contaminants toxiques dans l'eau étaient rares. Presque tous les résultats historiques étaient inférieurs aux seuils de détection du temps où furent effectuées les mesures. Les concentrations dans l'eau sont souvent inférieures, par un ordre de grandeur ou plus, aux seuils de détection dans des échantillons d'un volume habituel de 1 à 2 litres. Il n'est possible de déterminer les concentrations de certains de ces produits chimiques dans l'eau des lacs et des voies interlacustres que depuis 1980. D'importants volumes d'eau (200 litres) sont maintenant prélevés afin de déceler des concentrations de l'ordre de faibles quantités de ppt et de ppq. Les mesures des concentrations ambiantes dans l'eau sont complexes et ne sont effectuées sur une base semi-routinière que depuis 1983. En raison de ces méthodes de collecte, de préparation et d'analyse d'échantillons qui sont complexes et coûteuses, et qui exigent beaucoup de temps, peu de mesures des

concentrations des produits chimiques organiques toxiques ont été effectuées dans toutes les parties des Grands Lacs. Les valeurs pour l'eau non filtrée, et surtout pour la phase liquide, sont très variables dans l'espace et le temps et doivent encore être abordées avec prudence puisqu'elles se situent souvent près des seuils analytiques de détection. Malgré ces difficultés, il est important de mesurer les concentrations dans l'eau parce que ces données peuvent fournir de l'information sur les points suivants :

1) la relation qui existe entre les concentrations des produits chimiques dans l'eau et celle qui existe chez le poisson;
2) les relations de cause à effet de concentrations plus élevées par plusieurs ordres de grandeur de ces produits dans les sédiments de fond;
3) le processus d'autonettoyage par enfouissement des produits chimiques dans les sédiments lacustres;
4) le modèle du devenir chimique ou les concentrations dans les analyses de bilans massiques, et ce, afin de déterminer les principales sources de produits chimiques toxiques et les mesures de lutte contre la pollution à adopter de manière prioritaire.

Les concentrations de produits chimiques dans l'eau et les matières en suspension peuvent changer rapidement dans les Grands Lacs en raison des sources, de la remise en suspension de sédiments de fond, de la productivité interne, des courants et de nombreux autres processus saisonniers et limnologiques. Dans les zones littorales et les voies interlacustres, les concentrations de produits chimiques dans l'eau et les particules en suspension peuvent varier considérablement en de courtes périodes de temps.

Une part importante des données historiques sur les métaux dissous dans l'eau du large des lacs a récemment été remise en question. Les métaux sont présents partout sur les bateaux utilisés comme plates-formes d'échantillonnage et dans les laboratoires sous forme de poussières. Cela donne à penser que les échantillons ont pu être contaminés, particulièrement dans les cas du plomb et du cadmium. Les données sur les sédiments de fond et la plupart des données chimiques sur les matières en suspension

présentées ci-après sont fiables. Des carottes de sédiments sectionnées et radiodatées ont montré des tendances à long terme relativement aux apports chimiques dans les lacs. Ces tendances peuvent être étendues à la période préindustrielle et même à la période précoloniale. Compte tenu de ces problèmes, deux catégories de produits chimiques sont examinées dans ce rapport :

1) Les produits chimiques toxiques pour lesquels il existe une base de données raisonnablement étendue. Ce sont le plomb, le mercure, le cadmium et l'arsenic, le DDT et ses métabolites, la dieldrine, les BHC, le HCB, les dioxines et les BPC.
2) Les produits chimiques toxiques pour lesquels il existe une base de données géographiquement limitée. Ces produits sont : les chlorobenzènes (p. ex., le lac Ontario), le toxaphène (p. ex., le lac Supérieur), l'octachlorostyrène (OCS) (p. ex., le lac Sainte-Claire), le mirex (p. ex., le fleuve Saint-Laurent), les organochlorés volatils (p. ex., les Grands Lacs d'aval et les voies interlacustres) et les HAP (p. ex., le lac Érié occidental).

2. PRODUITS CHIMIQUES TOXIQUES PRÉSENTS DANS L'EAU, LES MATIÈRES EN SUSPENSION ET LES SÉDIMENTS DE FOND DES GRANDS LACS ET DES VOIES INTERLACUSTRES

Plusieurs études approfondies des produits chimiques toxiques ont été effectuées dans diverses parties des Grands Lacs. Ces études sont : Allan *et al.*, 1983; le rapport du Comité des produits toxiques de la rivière Niagara (CPTRN), 1984; Chau *et al.*, 1985; Lawrence, 1986; le rapport Canada-Ontario sur la rivière St. Clair, 1986; l'étude sur les voies interlacustres des Grands Lacs d'amont (ECIGLA), 1989. L'information obtenue sur les concentrations et le devenir des produits chimiques toxiques dans les voies interlacustres (rivières St. Clair, Detroit et Niagara), ainsi que sur le devenir de ces produits en aval dans les lacs Sainte-Claire, Érié et Ontario, a permis d'étendre rapidement et de manière considérable la base de données.

Plusieurs études ont de plus porté sur l'ensemble des lacs ou la plupart d'entre eux. Entre 1968 et 1975, des relevés de certains métaux et produits chimiques organiques dans les sédiments de fond ont été effectués dans chacun des lacs, et des cartes géochimiques composites ont été produites. Ces éléments se sont avérés extrêmement précieux pour établir des comparaisons entre les divers lacs. L'interprétation des résultats doit toutefois être spécifiquement reliée aux années de collecte des échantillons. Des relevés de ce genre n'ont pas été répétés. Pendant les années 1980, Rossmann (1982, 1983, 1984, 1986, 1988) a étudié les métaux dans l'eau de chacun des Grands Lacs. Il a tenté de déterminer des tendances évolutives dans le temps et d'établir des comparaisons entre les lacs. En 1981, Sonzogni et Simmons ont présenté des intervalles types de concentrations dans les lacs. Mudroch *et al.* (1988) ont résumé les concentrations de certains métaux et des BPC dans les sédiments de chacuns des lacs. Strachan et Eisenreich (1988) ont récemment tenté de fournir des valeurs représentatives pour les concentrations de produits chimiques toxiques dans l'eau et les sédiments des Grands Lacs. Ils ont évalué les meilleures valeurs disponibles au début de 1986 alors qu'ils ont tenté de calculer des bilans massiques pour plusieurs produits chimiques toxiques dans chaque lac. Concurremment, Stevens et Neilson (sous presse) ont recueilli en 1986 dans les lacs Supérieur, Huron, Érié et Ontario, des échantillons d'eau de surface

d'un volume important (de 37 à 55,5 L) qu'ils ont examinés à la recherche de produits chimiques organiques toxiques (Stevens et Neilson, sous presse). Les résultats de ces études sont présentés aux tableaux sommaires pour chacun des Grands Lacs et pour la rivière Niagara.

2.1 LAC SUPÉRIEUR

Le lac Supérieur est le plus étendu de tous les lacs du globe. En volume, il renferme la moitié de l'eau emmagasinée dans l'ensemble des Grands Lacs, et il se classe ainsi au deuxième rang des lacs du globe, après le lac Baïkal, en Sibérie. Les principaux affluents du lac Supérieur sont les rivières Nipigon, St. Louis, Pigeon, Pic, White, Michipicoten et Kaministiquia. Le lac déverse ses eaux par la rivière St. Marys. Il est principalement entouré par les terrains précambriens boisés du Bouclier canadien.

Des calculs de bilans massiques pour certains produits chimiques ont montré que l'atmosphère constitue une source majeure de contaminants comme les BPC, le DDT, le benzo[a]pyrène et le plomb pour le lac Supérieur (Young *et al.*, 1987). Cela est attribuable à plusieurs causes. L'agriculture, la population et l'industrialisation du bassin du lac Supérieur sont de beaucoup inférieures à ce qu'elles sont dans le cas des autres Grands Lacs. Il en résulte une contamination moindre par ces sources. De plus, la surface du lac représente environ 40 % de son bassin versant, les précipitations tombant sur le lac représentent plus de 50 % de l'apport total en eau, et le lac présente un long temps de séjour associé à une circulation rapide et à un faible taux de sédimentation (Chan, 1984).

2.1.1 L'eau et les matières en suspension

Les concentrations historiques de métaux toxiques et de produits chimiques organiques dans l'eau du lac Supérieur sont présentées au tableau 4. Tel qu'il a été mentionné précédemment, une part importante des données historiques, surtout dans le cas des métaux, a été récemment remise en question. Rossmann (1986) a comparé ses données de 1983 sur les concentrations de métaux dissous, fixés sur des particules et dans l'eau totale, à des données antérieures pour le lac Supérieur. Les résultats pour le plomb, le mercure, le cadmium et l'arsenic sont examinés ci-après. Il en a conclu que les données historiques ne pouvaient être utilisées que pour

déterminer des tendances concernant le mercure total et l'arsenic total. La diminution dans les concentrations de l'arsenic total moyen était de 28 ppt par année d'après des données de 1973 à 1983 (Rossmann, 1986). Tous les résultats pour les métaux obtenus par Rossmann étaient inférieurs aux objectifs de la CMI quant à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs. Rossmann et Barres (1988) ont comparé les résultats de 1983 pour le lac Supérieur à ceux d'études similaires effectuées pour les autres Grands Lacs entre 1980 et 1985. En général, les concentrations moyennes de plomb, de mercure, de cadmium et d'arsenic dissous et dans l'eau totale pour le lac Supérieur étaient significativement (seuil de signification de 0,05) inférieures aux concentrations dans les autres Grands Lacs ou non significativement différentes de ces dernières. Toutefois, la concentration d'arsenic dissous était significativement plus élevée dans le lac Supérieur que dans le lac Huron. Des concentrations élevées de plomb, de mercure et de cadmium ont été signalées dans les ports et les baies du lac Supérieur dans les années 1980 (Simpson, 1987; Kirby, 1986; Glass *et al.*, 1988).

Il y a eu plusieurs études des produits chimiques organiques toxiques dans le lac Supérieur, et leurs résultats sont présentés au tableau 4. Les résultats les plus récents montrent (Stevens et Neilson, sous presse) que les concentrations de tous les contaminants organiques détectables en 1986 étaient légèrement plus élevées au nord qu'au sud du lac, surtout aux environs des baies Nipigon et Jackfish, du havre Peninsula et de la baie Michipicoten. Les concentrations de chlorobenzènes, de dieldrine et de BPC n'étaient pas significativement différentes de celles relevées dans le lac Huron, et elles étaient uniformément inférieures à celles mesurées dans le lac Ontario. Les concentrations moyennes de certains contaminants organiques étudiés par Stevens et Neilson sont présentées au tableau 4.

Les organochlorés toxiques persistants les plus fréquemment décelés dans la plupart des lacs et voies interlacustres sont les BPC totaux. Il y a des variations considérables des concentrations de BPC dans les eaux du lac en raison de la couverture glacielle, de la fonte des glaces, du renversement printanier et de l'évaporation (Capel et Eisenreich, 1985). Capel et Eisenreich (1985) ont signalé au centre du lac Supérieur des concentrations moyennes de BPC totaux de 1,30 ppt (1978), 3,8 ppt (1979) et 0,9 ppt (1980). Baker *et al.* (1985) ont signalé des concentrations moyennes de 0,95 ppt (1978),

3,3 ppt (1979), 0,75 ppt (1980) et 0,63 ppt (1983). Leur conclusion générale fut que les concentrations de BPC diminuaient probablement à l'échelle du lac. Les résultats présentés au tableau 4 pour l'eau non filtrée mènent à une conclusion analogue. Eisenreich (1987) a estimé à 54 % la diminution entre 1978 et 1983. Le temps de séjour des BPC dans les eaux du lac Supérieur a été estimé à entre 2 et 6 années par opposition à un temps de séjour de l'eau de 170 à 180 ans. D'après cette estimation, on a prévu que les concentrations en BPC totaux dans l'eau du lac Supérieur diminuerait pour s'établir à environ 0,2 ppt en 1990 (Eisenreich, 1987). Les dernières mesures effectuées en 1986 placent cette concentration à 0,3 ppt dans l'eau non filtrée (Stevens et Neilson, sous presse) et à 0,55 +/- 0,37 ppt pour les BPC dissous (Baker et Eisenreich, 1989). Les concentrations les plus élevées relevées en 1986 étaient de 0,56 et de 0,58 ppt, respectivement, dans le port de Duluth-Superior et au sud des îles Apostle. Les concentrations les plus élevées signalées par Chan (1984) pour 1983 (tableau 4) pourraient résulter d'erreurs d'analyse.

Les concentrations en produits chimiques toxiques dans la matière particulaire dans le lac Supérieur sont présentées au tableau 4. La couche néphéloïde benthique du lac Supérieur a été décrite par Baker *et al.* (1985) ainsi que par Baker et Eisenreich (1989). Rossmann (1986) signalait que les concentrations d'arsenic dans la matière particulaire étaient significativement plus élevées dans la région orientale que dans la région centrale en 1983. Les données de 1977 examinées ici ne peuvent pas être comparées à celles de 1983 à cause de la contamination des échantillons et de l'utilisation d'une méthode d'analyse différente. Rossmann et Barres (1988) ont comparé les concentrations de métaux dans la matière particulaire relevées dans le lac Supérieur en 1983 à celles relevées lors d'études analogues effectuées dans les autres Grands Lacs entre 1980 et 1985. En général, les concentrations moyennes de plomb, de mercure, de cadmium et d'arsenic dans la matière particulaire du lac Supérieur étaient significativement inférieures à celles relevées dans les autres Grands Lacs ou ne différaient pas de manière significative de ces dernières. La concentration de cadmium dans la matière particulaire faisait exception à cette règle et était significativement plus élevée dans le lac Supérieur que dans le lac Michigan.

Il n'existe que des données limitées sur les produits chimiques

organiques toxiques autres que les BPC dans les matières en suspension. La plupart des concentrations ont été mesurées dans des échantillons d'eau non filtrée (tableau 4). Baker *et al.*, (1985) ont signalé en 1983 des concentrations de DDE de l'ordre de 0,005 à 0,024 ppt dans les matières en suspension de la couche néphéloïde du lac Supérieur occidental. Ils ont également constaté que les concentrations de BPC associés à la matière particulaire dans la couche néphéloïde benthique n'étaient pas différentes de celles présentes dans l'épilimnion. En 1980, l'intervalle des concentrations de BPC dans les matières en suspension était de 30 à 2 770 ppb (ng/g) (Capel et Eisenreich, 1985). Ces auteurs ont signalé que la fraction associée à la matière particulaire changeait par rapport à la fraction dissoute en fonction du temps et de la profondeur. En 1986, la concentration de BPC associés à la matière particulaire avait diminué de manière saisissante pour ne plus s'établir qu'à 33 +/- 16 ppb (ng/g) (Baker et Eisenreich, 1989). Les concentrations des HAP et de certains BPC dans le lac Supérieur étaient plus importantes dans les matières en suspension recueillies au moyen de trappes à sédiments que par le procédé de centrifugation (Baker et Eisenreich, 1988). Il fut considéré que cela était relié à la transformation biologique des contaminants. Les auteurs de l'étude constatèrent des flux de BPC vers les eaux du fond du lac Supérieur jusqu'à deux ordres de grandeurs plus élevés que les taux nets d'accumulation des BPC dans les sédiments de fond, ce qui implique des taux élevés de recyclage par les organismes benthiques. Les concentrations en BPC totaux dans la matière particulaire pourraient ainsi être plus élevées que celles relevées dans les sédiments superficiels. Lorsque l'eau du lac Supérieur était stratifiée, la fraction des BPC totaux associés à la matière particulaire à toutes les profondeurs était d'environ 13 à 14 % (Baker *et al.*, 1985). Les concentrations les plus élevées de BPC dans la matière particulaire étaient observées dans le bassin oriental du lac en 1980 (Capel et Eisenreich, 1985). En 1986, les concentrations de HAP individuels dans la matière particulaire variaient de moins d'une à quelques centaines de ppb (Baker et Eisenreich, 1989).

2.1.2 Les sédiments de fond

L'échantillonnage le plus complet des sédiments de fond du lac Supérieur a été mené en 1973 dans le cadre d'un programme pluriannuel de

cartographie des répartitions des produits chimiques dans les sédiments superficiels de chacun des Grands Lacs. Bien que des cartes de répartition des différents produits chimiques aient été publiées dans des études séparées, le rapport préparé par Thomas et Mudroch (1979) contenait des cartes des répartitions de presque tous les métaux et produits chimiques organiques toxiques pour chacun des cinq Grands Lacs. Ce relevé n'a pas été répété. Les cartes présentent la répartition des produits chimiques dans les sédiments de fond seulement pendant la période de collecte des échantillons. Les 3 cm supérieurs des sédiments ont été utilisés pour l'analyse qui a permis de produire les cartes. Cette profondeur peut représenter des nombres très différents d'années d'accumulation de sédiments selon les lacs et les emplacements dans les lacs. Les concentrations et les répartitions superficielles actuelles de métaux et de produits chimiques organiques toxiques sont probablement très différentes de celles représentées par les échantillons recueillis vers la fin des années 1960 et le début des années 1970. Deux cartes préparées dans le cadre de ce rapport sont présentées dans le présent rapport. La première est celle qui montre la répartition du mercure, qui est peut-être le plus sérieux polluant métallique des lacs (figure 2). La deuxième est celle qui représente les BPC totaux, parce qu'ils constituent les produits chimiques organiques toxiques les plus étudiés dans les Grands Lacs (figure 3).

Dans le lac Supérieur, les concentrations et les répartitions des métaux étaient principalement reliées à la géologie de la région entourant le lac. Thomas et Mudroch (1979) ont suggéré que le cuivre faisait exception à cette règle et que les concentrations de ce métal étaient reliées aux apports provenant de mines. Les concentrations en plomb dans les sédiments de surface étaient généralement inférieures à 100 ppm, et celles de cadmium inférieures à 4 ppm (tableau 5). L'information sur la teneur en arsenic des sédiments de fond montre que les concentrations dans la baie Thunder étaient de 2,0 ppm (n = 15) et que l'intervalle des concentrations s'échelonnait de 0,5 à 8,0 ppm en 1973 (Traversy *et al.*, 1975). En général, l'information est rare concernant les concentrations en arsenic dans les sédiments des Grands Lacs (Mudroch *et al.*, 1985).

La répartition de plusieurs organochlorés toxiques dans les sédiments de fond a été déterminée en 1973 (Frank *et al.*, 1980) (tableau 5). Les valeurs

moyennes (n = 406) pour les BPC totaux et le p,p'-DDE étaient respectivement de 3,3 ppb et de 0,71 ppb dans tous les bassins. Eisenreich *et al.* (1980) ont échantillonné les sédiments de fond du lac Supérieur en 1977 et en 1978. Alors que Frank *et al.* (1980) ont analysé les 3 cm supérieurs, Eisenreich *et al.* (1980) ne rapportent des concentrations que pour la couche supérieure d'une épaisseur de 0,5 cm seulement. Eisenreich et Baker (1989) ont signalé que la concentration moyenne en BPC totaux en 1986 (8,6 ppb) était significativement inférieure à ce qu'elle était en 1978 (74 ppb). Cela reflète des charges moins élevées en BPC dans la colonne d'eau. La concentration moyenne en HBC dans les sédiments superficiels, qui était de 0,2 ppb en 1980, était inférieure par un ordre de grandeur au moins à ce qu'elle était dans les lacs Huron, Érié et Ontario (Oliver et Nicol, 1982). Dans aucun des 80 échantillons recueillis en 1973, Frank *et al.* (1980) n'ont détecté la présence de mirex à un seuil de détection de 0,3 ppb. Les concentrations de HAP dans les sédiments sont environ dix fois inférieures à ce qu'elles sont dans les autres Grands Lacs, ce qui reflète l'éloignement du lac Supérieur ainsi que la provenance principalement atmosphérique des contaminants (Baker et Eisenreich, 1989).

Les tendances historiques pour les apports en métaux lourds dans le lac Supérieur ont été étudiées par collecte, sectionnement, datation et analyse de carottes de sédiments de fond. Kemp *et al.* (1978) ont calculé les facteurs d'enrichissement des sédiments du lac Supérieur pour plusieurs métaux. Ils ont obtenu pour le plomb, le mercure, le cadmium et l'arsenic des valeurs moyennes respectives de 4,6, 1,8, 2,9 (n = 6) et 0,7 (n = 1). Le facteur d'enrichissement des sédiments est le rapport de la concentration dans les sédiments superficiels avec la concentration historique d'avant la colonisation sous l'horizon Ambrosia. Les carottes analysées par Rossmann (1986) montrent qu'il y a eu accroissement des concentrations de plomb dans les segments les plus récents des carottes de sédiments (figure 4). Puisque la plus grande partie du plomb introduit dans le lac Supérieur provient de l'atmosphère, il est vraisemblable que les concentrations dans les sédiments de surface diminueront à compter de maintenant, comme cela a été le cas dans le lac Ontario par exemple (Rossmann, 1986). L'enrichissement anthropique du lac Supérieur en plomb a été inférieur à ce qu'il a été dans les autres Grands Lacs (Hodson *et al.*, 1984). Les concentrations de mercure

ont atteint des valeurs maximales à une profondeur de 3 cm et diminuaient jusqu'à la surface (figure 4).

La répartition des BPC dans des carottes de sédiments provenant de neuf emplacements du lac Supérieur a été décrite par Eisenreich (1988). Chaque centimètre d'épaisseur des sédiments représente approximativement dix années. À tous les emplacements, les concentrations de BPC ont commencé à augmenter à une profondeur correspondant à la fin des années 1940. Les concentrations maximales étaient différentes selon les emplacements, mais elles étaient relevées à la surface ou à une profondeur de 1 cm correspondant au début des années 1970. En général, le lac Supérieur présente le plus faible taux de sédimentation de tous les Grands Lacs (Thomas et Frank, 1983). Dans sept des neuf carottes, les sédiments de la couche supérieure de 0,25 cm présentaient des concentrations en BPC totaux de 20 à 100 % inférieures à ceux de la couche suivante de 0,25 cm. Cela pourrait constituer une manifestation d'une diminution récente du flux de BPC dans les sédiments. La valeur moyenne pour l'ensemble du lac dans la couche supérieure de 0,5 cm était de 53 ppb pour les BPC totaux. Charles et Hites (1987) ont déterminé la concentration moyenne en BPC en fonction du temps dans trois carottes de sédiments du lac Supérieur (figure 4). La répartition montre une lente augmentation à compter de 1943 à 1955 environ, une augmentation rapide à compter de 1955, jusqu'à une valeur maximale de 110 ppb en 1972-1973, suivie d'une diminution jusqu'à 75 ppb en 1975. Cette diminution devrait se poursuivre alors que les interdictions et restrictions concernant l'utilisation des BPC en Amérique du Nord ont de plus en plus d'influence. La plus grande partie de l'apport en BPC dans le lac Supérieur provient de l'atmosphère (Strachan et Eisenreich, 1987).

La répartition historique de certains HAP dans des carottes de sédiments du lac Supérieur montre que les apports de ces produits chimiques ont commencé au début du siècle. La concentration la plus élevée de benzo[a]pyrène relevée dans une carotte provenant du lac Supérieur se situait à environ 30 ppb à une profondeur de 0,25 cm (Gschwend et Hites, 1981). Bien que les concentrations en B[a]P aient plus que triplé dans les sédiments de fond du lac Supérieur entre 1900 et 1980, elles restent inférieures par un ordre de grandeur à celles relevées dans les Grands Lacs d'aval parce que la région entourant le lac Supérieur est beaucoup moins

industrialisée (Eadie, 1984). Dans le lac St. George, partie de la rivière St. Marys reliant les lacs Supérieur et Huron, les concentrations en B[a]P dans des carottes de sédiments présentent de récentes diminutions (figure 4).

2.2 LAC MICHIGAN

Le lac Michigan est le seul des Grands Lacs à se trouver en entier aux États-Unis. Il est le sixième plus grand lac au monde, tant par sa superficie que par son volume. En aval, il est relié au lac Huron par le détroit de Mackinac. Il se compose essentiellement de deux bassins, l'un au sud, d'une profondeur allant jusqu'à 170 m, et l'autre au nord, d'une profondeur de 280 m.

La contamination du lac Michigan par les organochlorés a débuté, comme ce fut le cas pour les autres Grands Lacs, pendant les années 1920 et 1930, pour progresser rapidement après la Deuxième Guerre mondiale. L'extrémité méridionale du lac a été plus sérieusement contaminée que son extrémité septentrionale. La rivière Fox, qui se déverse dans la baie Green, est l'un des plus importants affluents du lac Michigan. Cette baie représente environ 8 % du lac en superficie, mais elle draine environ le tiers de son bassin versant (Harris *et al.*, 1987). La qualité de l'eau de la baie Green constitue un facteur préoccupant depuis les années 1920.

2.2.1 L'eau et les matières en suspension

Les données publiées concernant les concentrations de produits chimiques dans l'eau du lac Michigan sont présentées au tableau 6. Les données historiques sur les concentrations de plomb total dans l'eau du lac Michigan ont été examinées par Rossmann (1984). Les concentrations en plomb total et en plomb dissous, telles que déterminées par Rossmann en 1981, sont de beaucoup inférieures à un grand nombre des concentrations historiques mesurées dans les années 1970 et 1960 en raison de problèmes de contamination des échantillons. Les valeurs moyennes de 260 ppt pour le plomb total et de 150 ppt pour le plomb dissous (n = 11) obtenues par Rossmann sont considérées les plus précises. Des mesures effectuées antérieurement indiquaient pour le plomb total des concentrations atteignant 170 ppb et une concentration moyenne de 18 ppb (n = 30) en 1976 (*Wisconsin Electric Power Company* et *Wisconsin Michigan Power Company*,

1977, dans Rossmann, 1984). Les concentrations historiques moyennes signalées pour le mercure ont atteint jusqu'à 4,3 ppb (Rossmann, 1984), mais ces valeurs antérieures sont maintenant considérées comme étant erronées. Toutes les mesures effectuées par Rossmann en 1981 à 11 emplacements ont été des mesures des concentrations de cadmium dissous. Des valeurs moyennes antérieures atteignant jusqu'à 2 800 ppt (n = 42) en 1974 pour la concentration de cadmium sont maintenant considérées erronées. Owen et Meyers (1984) ont signalé des concentrations de cadmium total de 70 ppt sous la surface au centre du lac, et de 80 ppt sous la surface dans la zone littorale à la fin des années 1970. Dans le lac Michigan méridional, la concentration moyenne de cadmium total était de 26,6 ppt, et l'intervalle des concentrations s'échelonnait de 12,0 à 45,6 ppt (Lum, 1987). Ces valeurs sont similaires à celles de Rossmann (tableau 6). Ce dernier considérait les concentrations historiques d'arsenic valides après comparaison à des résultats récents. Des concentrations d'un peu plus de 1 000 à 2 000 ppt ont été mesurées du milieu à la fin des années 1970 et se comparaient à la concentration moyenne pour l'eau totale de 790 ppt mesurée par Rossmann en 1981. Des valeurs beaucoup plus élevées avaient été signalées pour la concentration moyenne d'arsenic total avant 1970 (jusqu'à 40 ppb, en 1969), mais elles étaient presque certainement attribuables à des erreurs d'analyse.

Il y a peu d'information disponible concernant les organochlorés présents dans l'eau du lac Michigan (tableau 6). De 1968 à 1970, des concentrations de DDT total de 3 à 151 ppt ont été signalées (Sonzogni et Simmons, 1981). La dieldrine a été dosée par trois laboratoires indépendants dans des échantillons d'eau recueillis en plein lac en 1968 et elle présentait une concentration moyenne de 1,0 ppt. De meilleures méthodes de détection utilisées à la fin des années 1970 n'ont pas permis de détecter la présence de dieldrine au seuil de détection de 0,1 ppt (Sonzogni et Simmons, 1981). Des dosages du toxaphène dans des échantillons prélevés dans la zone littorale de 1972 à 1976 n'ont pas permis de détecter ce produit au seuil de détection de 1,0 ppb. Les concentrations de BPC dans l'eau du lac Michigan sont mieux documentées que celles des autres produits chimiques organiques toxiques parce que ce produit est l'un des principaux contaminants du lac. Les rares mesures effectuées au début des années 1970 indiquaient que les

concentrations de BPC totaux dans l'eau pouvaient atteindre de 30 à 40 ppt (Swackhammer et Armstrong, 1987). Ces valeurs résultaient probablement d'erreurs attribuables à des problèmes d'analyse qui n'ont pas été résolus avant le début des années 1980. Rodgers et Swain (1983) ont signalé des concentrations de BPC de 3 à 9 ppt dans la colonne d'eau en 1976. En 1980, Swackhammer et Armstrong (1987) ont signalé une concentration moyenne de BPC totaux au large de 1,2 ppt, concentration inférieure à la concentration moyenne de 3,2 ppt mesurée dans la zone littorale. Ils ont constaté une très faible variabilité de la concentration de BPC en fonction de la profondeur.

Les données relatives aux concentrations de produits chimiques toxiques dans la matière particulaire du lac Michigan sont présentées au tableau 6. Les résultats obtenus par Rossmann (1984) indiquent que, dans la colonne d'eau, les pourcentages de cadmium et d'arsenic dissous et totaux sont tels que la fraction particulaire ne constitue pas une contribution importante en rapport avec la concentration totale.

2.2.2 Les sédiments de fond

Les concentrations de produits chimiques toxiques sont nettement plus élevées dans les bassins de sédimentation. La teneur des sédiments en métaux n'est pas exclusivement d'origine anthropique, alors que cela est le cas pour les produits chimiques organiques toxiques. Les données concernant les concentrations de produits chimiques toxiques dans les sédiments de fond sont présentées au tableau 7. Le relevé le plus poussé des sédiments superficiels du lac Michigan a été effectué en 1975. Les répartitions du plomb, du mercure et de l'arsenic dans les sédiments superficiels étaient analogues. D'après des échantillons recueillis en 1973, les concentrations de cadmium présentaient un intervalle de 0,09 à 1,93 ppm (Cline et Chambers, 1977). Au nord-est du lac Michigan, la concentration moyenne s'établissait à 0,47 ppm, et dans la baie Green, située au nord-ouest du lac, elle était de 1,3 ppm (n = 5) (Lum, 1987). La concentration de mercure ne dépassait les 300 ppb que dans de très petits secteurs du lac (Cahill et Shrimp, 1984). Les concentrations les plus élevées d'arsenic ont été relevées dans la baie Green.

En 1963, un échantillonnage avait indiqué que certains sédiments du

lac Michigan renfermaient jusqu'à 20 ppb de DDE (Hickey *et al.*, 1966). En 1975, la concentration moyenne en DDT total présente dans la couche superficielle des sédiments de fond du lac s'établissait à 11,9 ppb (tableau 7). La moyenne pour les bassins sédimentaires était de 24,4 ppb (n = 92) (Frank *et al.*, 1981a). Les concentrations moyennes de p,p'-DDT, de o,p'-DDT, de p,p'-TDE et de p,p'-DDE s'établissaient respectivement à 2,9 ppb et 5,4 ppb; 0,37 ppb et 0,73 ppb; 3,25 ppb et 7,65 ppb; 5,43 ppb et 10,58 ppb. La répartition du DDT total était similaire à celle des métaux lourds. Les produits chimiques organiques hydrophobes sont associés aux phases particulaires fines qui s'accumulent dans les principaux bassins sédimentaires. La plupart des échantillons présentaient des concentrations de dieldrine inférieures à 1,1 ppb. Avant 1977, des concentrations de dieldrine dans les sédiments du lac Michigan méridional de moins 0,5 à 10,4 ppb ont été signalées (Sonzogni et Simmons, 1981). Les concentrations de HAP sont élevées dans les sédiments du lac Michigan (tableau 7). De 1979 à 1980, les concentrations moyennes de B[a]P dans les sédiments du lac Michigan variaient de 462 ppb dans les bassins sédimentaires à 62 ppb dans les zones non sédimentaires (Eadie *et al.*, 1983). Deux sources majeures de BPC dans la partie sud-ouest du bassin versant du lac, à Milwaukee et à Waukegan, sont facilement perceptibles d'après les concentrations dans les sédiments superficiels (figure 3). La concentration moyenne de BPC dans les bassins sédimentaires du lac était de 17,3 ppb en 1975 (Frank *et al.*, 1981a). Le lac Michigan contient certains des emplacements les plus contaminés par les BPC de tous les Grands Lacs. Mentionnons le port de Waukegan (500 000 ppm) et le North Ditch (250 000 ppm) ainsi que le port de Milwaukee (6,4 ppm) (Simmons, 1984).

La répartition des produits chimiques dans des carottes de sédiments provenant du lac Michigan suggère que les apports ont diminué. Les taux de sédimentation sont faibles, variant de 0,1 à 4 mm par année, dans le lac Michigan (Cahill et Shrimp, 1984). Les concentrations de métaux dans des carottes de sédiments du lac Michigan montrent que la pollution par le plomb, le cadmium et les autres métaux a commencé pendant les années 1890 dans la partie méridionale du lac, et vers 1920 plus loin au nord (Christensen et Goetz, 1987). L'accroissement majeur dans le cas du plomb (figure 5) a débuté vers 1930, et un sommet a rapidement été atteint entre

1960 et 1970. Les valeurs à la toute surface des sédiments indiquent que les concentrations de plomb ont diminué à des niveaux similaires à ceux atteints entre 1950 et 1960 (Goldberg *et al.*, 1981). Cela concorde avec la détermination faite par Christensen et Goetz (1987) de la période de 1954 à 1969 pendant laquelle les apports de plomb auraient été les plus élevés; ils ont calculé que les apports actuels ont diminué de 35 à 45 % par rapport à ces maximums. La période de pollution maximale par le cadmium se situerait entre 1939 et 1954, et les concentrations actuelles sont de 35 à 45 % inférieures aux concentrations maximales atteintes à cette époque. Goldberg *et al.* (1981) ont déterminé que l'apport de cadmium a été maximal pendant la fin des années 1960. Des quantités mesurables de BPC ont été détectées dans une carotte à une profondeur de 3 à 4 cm (Swackhammer et Armstrong, 1986). Cette profondeur correspond à une période comprise entre 1920 et 1950, ce qui indique que les apports dans le lac ont débuté peu de temps après le début des ventes commerciales de BPC aux É.-U., en 1929. Le flux le plus important vers les sédiments s'est produit entre 1960 et le début des années 1970. Les carottes de sédiments ont également révélé que les apports initiaux en dioxines et en furanes dans le lac Michigan ont commencé vers 1940 (Czuczwa et Hites, 1986).

2.3 LAC HURON

Le lac Huron est d'une superficie de 59 600 km². Il renferme un volume d'eau de 3 540 km³ qui le place au septième rang des lacs du globe et au troisième rang parmi les Grands Lacs. Son bassin hydrographique est de 134 100 km³. La profondeur maximale y est de 229 m et le temps de séjour de l'eau, de 22 ans. Il est alimenté principalement par le détroit de Mackinac et la rivière St. Marys, mais aussi par les rivières Mississagi, Saginaw, French et Spanish; son émissaire est la rivière St. Clair. L'île Manitoulin et la péninsule Bruce séparent la partie principale du lac respectivement du chenal North et de la baie Georgienne.

Le lac est exploité pour la pêche, tant commerciale que récréative. En 1978, son bassin versant était principalement à l'état naturel. Les apports en produits chimiques toxiques dans le lac Huron proviennent de sources municipales ponctuelles, d'égouts évacuateurs unitaires, de sources rurales et urbaines non ponctuelles, de lixiviats émanant de décharges municipales

et de dépôts de déchets dangereux ainsi que de l'atmosphère. Les problèmes associés aux sources industrielles sont les plus apparents dans les ports et les baies industrialisés comme la baie Saginaw.

La baie Saginaw s'allonge jusqu'à 82 km du corps principal du lac. La ville de Saginaw est située au fond de la baie du même nom et en bordure de la rivière Saginaw; elle a été historiquement un centre d'exploitation forestière. Elle est aujourd'hui un centre agricole et présente une industrie diversifiée. La baie est utilisée pour la pêche commerciale et sert à des fins récréatives pendant l'été. L'autre grande baie, la baie Georgienne, est d'une longueur de 190 km et d'une largeur de 80 km. La région environnante est surtout boisée, bien que l'on y pratique un peu l'agriculture dans le sud. Il existe sur ses rivages plusieurs importants ports de pêche commerciale.

2.3.1 L'eau et les matières en suspension

Les données relatives aux concentrations de contaminants dans l'eau du lac Huron sont résumées au tableau 8. Rossmann (1983) a passé en revue les concentrations de métaux toxiques dans le lac Huron. Il a comparé ses données de 1980 sur le plomb à celles d'études antérieures et en a conclu qu'il existait une tendance à la baisse de la concentration de plomb dissous. Les données antérieures à 1980 disponibles concernant le mercure, le cadmium et l'arsenic ne pouvaient être utilisées pour établir des tendances. En 1980, les concentrations de cadmium dissous dans le lac Huron étaient significativement inférieures à celles relevées dans les lacs Érié et Michigan, et il n'y avait pas de différence significative entre les concentrations dans le lac Huron et celles relevées dans les lacs Supérieur et Ontario (Rossmann et Barres, 1988). Les concentrations de cadmium total étaient significativement inférieures à celles relevées dans les lacs Érié et Ontario. Dans la baie Saginaw, des données très limitées pour 1985 suggèrent que les concentrations de plomb et de cadmium dans la colonne d'eau étaient égales ou inférieures aux concentrations relevées de 1976 à 1978 (CMI, 1987a). Les concentrations d'arsenic dissous dans le lac Huron en 1980 étaient significativement inférieures à celles relevées dans les lacs Michigan, Ontario et Supérieur, mais non significativement différentes de celles relevées dans le lac Érié (Rossmann et Barres, 1988). Pour l'arsenic total, la concentration médiane dans le lac Huron était significativement inférieure à celle relevée

dans le lac Michigan, mais non significativement différente de celle relevée dans le lac Érié.

Les concentrations de produits chimiques organiques toxiques dans l'eau du lac Huron sont résumées au tableau 8. En 1974 et en 1975, les concentrations de DDT dans la baie Saginaw dépassaient l'objectif de 3,0 ppt établi dans le cadre de l'ARQEGL. Toutefois, toutes les concentrations ultérieurement signalées étaient substantiellement inférieures à cet objectif (Kreis et Rice, 1985). Lors d'un examen des données historiques, Kreis et Rice (1985) ont constaté que toutes les concentrations de la somme dieldrine-aldrine étaient inférieures à l'objectif de 1,0 ppt établi dans le cadre de l'ARQEGL. Une seule concentration de 0,5 ppt, considérablement inférieure à l'objectif de 10,0 ppt de l'ARQEGL, avait été rapportée pour le lac Huron en 1975. La CMI (1981) a signalé que les concentrations de toxaphène dans l'eau des lacs Supérieur et Huron variaient de 0,1 à 1,0 ppt. Dans le lac Huron, la concentration la plus élevée de BPC, soit 191 ppt, a été observée à Harbour Beach, au Michigan (Anderson *et al.*, 1982). Les concentrations les plus élevées de BPC mesurées en 1980 l'ont été dans le chenal North (1,56 ppt) et dans la baie Georgienne (1,17 ppt) (Filkins et Smith, 1982).

En 1980, un relevé des concentrations de métaux toxiques dans les matières en suspension a été effectué dans le lac Huron (Rossmann, 1982) (tableau 8). Les concentrations de plomb dans la matière particulaire étaient quelque peu inférieures dans la partie méridionale du lac et dans la baie Georgienne à ce qu'elles étaient dans le reste du lac. Les concentrations de cadmium les plus élevées dans la matière particulaire ont été relevées dans la baie Georgienne et le chenal North. La concentration en cadmium dans la matière particulaire du lac Huron était significativement inférieure à ce qu'elle était dans le lac Ontario, mais non significativement différente de celles relevées dans les lacs Supérieur et Michigan (Rossmann et Barres, 1988). Rossmann (1982) a conclu que 100 % du cadmium total et 62 % du mercure total étaient associés à la matière particulaire. En 1980, les concentrations d'arsenic dans la matière particulaire étaient les plus élevées dans le lac Huron méridional et la baie Georgienne. Seulement 3 % de l'arsenic était sous forme particulaire.

La plupart des données sur les produits chimiques organiques toxiques dans le lac Huron sont basées sur des analyses de l'eau non filtrée. Des

données sur les concentrations de certains produits chimiques organiques toxiques dans la matière particulaire sont présentées au tableau 8. En 1974, parmi neuf cours d'eau échantillonnés autour du lac Huron, un seul présentait des concentrations inhabituellement élevées de DDT total dans les matières en suspension (Frank *et al.*, 1981b). Il s'agissait de la rivière Beaver sur la rive méridionale de la baie Georgienne où la concentration atteignait 1,3 ppm. Dans les autres cours d'eau, les concentrations de DDT total variaient de moins de 0,5 à 44 ppb. En 1974 et 1975, les concentrations moyennes pour le DDT total, la dieldrine et les BPC étaient de 7,2 et 8,7 ppb; 0,4 et 0,3 ppb; 36 et 63 ppb. La présence de mirex n'a pas été détectée.

2.3.2 Les sédiments de fond

Les données sur les concentrations de produits chimiques toxiques dans les sédiments de fond sont présentées au tableau 9. Dans les études effectuées par Thomas et Robbins, la plupart des concentrations en plomb dans les sédiments superficiels étaient inférieures à 100 ppm. L'examen de Mudroch *et al.* (1988) indiquait des concentrations de plomb atteignant 151 ppm dans les sédiments de surface des bassins sédimentaires, et des concentrations quelque peu plus élevées, atteignant 230 ppm, dans les sédiments de surface des baies. Fitchko et Hutchinson (1975) ont relevé des concentrations élevées de plomb près de Parry Sound et dans les sédiments de la rivière Cheboygan. Des concentrations accrues de mercure près de la péninsule Bruce pourraient être attribuables à la minéralisation en sphalérite (Fitchko et Hutchinson, 1975). Mudroch *et al.* (1988) ont relevé des concentrations de mercure atteignant 0,805 ppm dans les sédiments de surface des bassins sédimentaires et 9,5 ppm dans ceux des baies. La plupart des régions du lac Huron présentent des concentrations de cadmium inférieures à 4 ppm, mais quelques régions discrètes de la baie Georgienne présentent des concentrations supérieures à 6 ppm (Thomas, 1981). On a soupçonné un apport anthropique dans la partie méridionale du lac, mais aucune tendance n'a été observée dans la baie Georgienne. Mudroch *et al.* (1988) ont relevé dans les baies des concentrations de cadmium variant de moins de 0,3 à 4,6 ppm.

C'est dans la baie Saginaw qu'ont été relevées les concentrations de résidus de produits chimiques organiques les plus élevées dans les sédiments

superficiels. D'autres localités littorales présentent également des concentrations élevées. Au large, les concentrations les plus élevées de produits chimiques organiques toxiques sont relevées dans les bassins sédimentaires en raison de la relation précédemment décrite entre les produits chimiques organiques hydrophobes et les sédiments de granulométrie fine. Les données sur les concentrations de produits chimiques organiques toxiques dans les sédiments de fond sont présentées au tableau 9. En 1969, Frank *et al.* (1979b) ont mesuré des concentrations de DDT qui étaient plus élevées dans les zones sédimentaires (18,4 ppb) que dans les zones non sédimentaires (3,8 ppb). Parmi les six bassins du lac Huron, le bassin Goderich était celui où les concentrations de DDT étaient les plus élevées (31,3 ppb). Les concentrations du composé d'origine du DDT étaient les plus abondantes, suivies du DDE et du TDE. Bien que les apports proviennent principalement de sources diffuses, trois sources ponctuelles ont été identifiées : la baie Saginaw, Wasaga Beach et la partie centrale de l'est de la baie Georgienne.

En 1969, la présence de dieldrine n'a été relevée que dans 5,7 % des échantillons de sédiments de surface, les concentrations étant égales ou inférieures à 1,3 ppb (Frank *et al.*, 1979b). Les échantillons renfermant de la dieldrine provenaient des bassins Goderich et Mackinac ainsi que de la zone non sédimentaire située près de la baie Saginaw. La présence de dieldrine a été relevée dans 30 % des sédiments de la baie Georgienne en 1973 et dans 15 % de ceux provenant du chenal North (Frank *et al.*, 1979b). Kreis et Rice (1985) ont signalé que les concentrations moyennes de dieldrine étaient élevées dans la baie Georgienne, en particulier dans la fosse Lions et dans la zone littorale près de Owen Sound. Certains échantillons de la baie Saginaw présentaient également des concentrations élevées, alors que ceux provenant de la partie principale du lac et du chenal North présentaient des concentrations moins élevées. La présence de mirex n'a été détectée dans les sédiments ni par Frank *et al.* (1979b) en 1969, ni par Oliver et Bourbonnière (1985) en 1980. En 1969, à l'opposé de la situation pour le DDT, les concentrations de résidus de BPC (11 ppb) dans les zones non sédimentaires du lac Huron étaient similaires à celles relevées dans les bassins sédimentaires (15 ppb) (Frank *et al.*, 1979b). Le bassin Saginaw présentait les concentrations moyennes de résidus les plus élevées (33 ppb), et le bassin

Alpena, les plus faibles (9 ppb) (figure 3). La concentration moyenne dans la baie Georgienne était de 13 ppb, alors qu'elle était de 8 ppb dans le chenal North. Dans la baie Georgienne, des charges substantielles de BPC provenaient probablement de la rive nord-est (Frank *et al.*, 1979b). Dans le cadre de l'examen effectué par Mudroch *et al.* (1985), les concentrations de BPC variaient de 10 à 20 ppb en surface en plein lac. Dans les baies, elles s'échelonnaient de sous le seuil de détection à un maximum de 490 ppb. Rice et Evans (1984) ont signalé qu'il n'existe aucune donnée concernant les concentrations de toxaphène dans les sédiments de fond du lac Huron. En 1981, Czuczwa et Hites (1984) ont constaté que les PCDD et les PCDF étaient présents partout dans le cm supérieur des échantillons de sédiments de surface et que les concentrations étaient plus élevées dans les secteurs plus rapprochés des centres urbains qu'en plein lac. Il y avait prédominance de l'OCDD et du HpCDF. Les auteurs en ont conclu que les sources de dioxines et de furanes provenaient probablement de la combustion par les municipalités ou l'industrie de déchets contenant des produits organochlorés. La concentration moyenne d'OCDD dans les sédiments de surface était de 880 ppt (Czuczwa et Hites, 1984).

Les taux de sédimentation dans le lac Huron sont généralement inférieurs à ceux des lacs Érié et Ontario (Kemp et Thomas, 1976a), mais plus élevés que ceux observés dans le lac Supérieur (Thomas, 1983). Il y a eu un enrichissement marqué en plomb, en mercure, en cadmium et en arsenic à l'interface sédiments-eau par rapport aux concentrations du fond. Ce phénomène a été relié à des apports anthropiques croissants de ces métaux dans les sédiments au cours des dernières années ou aux processus postdépôt (Kemp *et al.*, 1978). Robbins (1980), Thomas (1981) ainsi que Kemp et Thomas (1976a) ont tous constaté que les sédiments superficiels étaient uniformément enrichis en plomb (figure 6). Les sédiments étaient également enrichis en cadmium (Kemp *et al.*, 1978; Kemp et Thomas, 1976a; Robbins, 1980). Kemp et Thomas (1976a) ont signalé que les concentrations moyennes récentes de cadmium (2 ppm) s'élevaient au double des concentrations précoloniales (1 ppm). Robbins (1980) n'a constaté un enrichissement en mercure que dans quelques carottes seulement en 1974-1975. La plupart des concentrations étaient inférieures à 0,2 ppm, et toutes étaient inférieures à 0,3 ppm (figure 6). Au début des années 1970,

Kemp *et al.* (1978) ont relevé des concentrations superficielles d'arsenic de 19 à 26 ppm correspondant à des facteurs d'enrichissement de 2,7 à 6,2. Robbins (1980) a constaté que l'arsenic n'était qu'occasionnellement enrichi en surface dans les carottes échantillonnées en 1974-1975.

La résolution des profils pour le DDT total et les BPC totaux dans les carottes s'est avérée insuffisante pour fournir une bonne estimation du début des apports dans le lac, mais Frank *et al.* (1979b) ont déduit que ces apports ont commencé au début des années 1950. Les carottes analysées par Czuczwa et Hites (1986) indiquaient qu'il y a eu un accroissement considérable de l'apport en PCDD et en PCDF totaux depuis 1940 environ (figure 6).

2.4 RIVIÈRE ST. CLAIR, LAC SAINTE-CLAIRE, RIVIÈRE DETROIT

La rivière St. Clair draine le lac Huron et coule vers le sud jusque dans le lac Sainte-Claire. Elle est d'une longueur de 64 kilomètres. Cette rivière constitue un important chenal de navigation international et sert à des fins commerciales, industrielles et domestiques.

La rivière St. Clair reçoit les rejet de plusieurs raffineries et usines pétrochimiques, et le volume de ces rejet représente environ 0,5 % du débit total du cours d'eau (EC et MEO, 1985). Les apports industriels de contaminants sont beaucoup plus importants que les apports municipaux (Marsalek, 1986). Il existe du côté des États-Unis 32 points de rejet autorisés dans la rivière, dont 6 d'usines municipales d'épuration des eaux d'égouts (CMI, 1987a). Du côté canadien de la rivière, il y a 12 points industriels et 6 points municipaux de rejet. Ces sources ponctuelles ont entraîné avec les sources non ponctuelles une dégradation de l'eau et des sédiments du cours d'eau. Un grand nombre de produits chimiques toxiques ont été détectés dans une bande d'une largeur de 100 mètres le long de la rive ontarienne à proximité de la zone occupée par l'industrie chimique à Sarnia. Des concentrations élevées de produits organochlorés, comme les BPC, des hydrocarbures volatils et des métaux lourds, comme le mercure et le plomb, ont été trouvés dans les sédiments. Les déversements constituent un problème important dans ce secteur. Entre 1972 et 1984, 175 déversements ont été enregistrés, dont 161 directement dans la rivière ou l'un de ses affluents (CMI, 1987b). En 1986, il y a eu 48 déversements, dont 10 du côté

américain du cours d'eau (ECRGLA, 1989).

La rivière St. Clair s'écoule dans le lac Sainte-Claire. Ce dernier est d'une profondeur moyenne d'environ 3,4 mètres. Le débit moyen de la rivière St. Clair à l'entrée dans le lac représente 98 % du débit sortant par la rivière Detroit. Le temps de chasse théorique du lac est de 7,3 jours. Le lac abrite les frayères de plus de 30 espèces de poissons et est l'un des plus fréquentés de la région des Grands Lacs pour la pêche sportive ainsi que pour les activités récréatives. Jusqu'à récemment, le lac était également un lieu de pêche commerciale.

La rivière Detroit est un cours d'eau d'une longueur de 51 kilomètres reliant le lac Sainte-Claire au lac Érié. Elle est largement utilisée pour la navigation, pour les activités récréatives et pour l'approvisionnement public et industriel en eau. La contamination de l'eau et des sédiments par les métaux et toute une gamme de produits chimiques organiques provenant de déchets municipaux, agricoles et industriels a entraîné une dégradation importante. La majorité des sources, en particulier de BPC, sont situées le long de la rive américaine (ECRGLA, 1989). La rivière Rouge est une source majeure de contaminants pour la rivière Detroit. Il y a un grand nombre de points de rejet industriels, de sites d'enfouissement de déchets, de décharges et d'installations municipales et hydroélectriques ainsi que d'égouts unitaires le long des rives de la rivière Detroit.

2.4.1 L'eau et les matières en suspension

Les concentrations de plomb et de mercure ont augmenté légèrement le long de la rivière St. Clair (ECRGLA, 1989). Les concentrations de métaux toxiques étaient uniformément inférieures aux objectifs formulés dans le cadre de l'ARQEGL sauf dans le cas du plomb près de Sarnia et de Corunna. Des concentrations élevées de plomb alkylé et de plomb ont été relevées dans l'eau près des installations de l'Ethyl Corporation, une usine de production de plomb alkylé à Corunna (Chau *et al.*, 1985). Les concentrations typiques de plomb et de mercure dans la rivière variaient respectivement de 10 à 100 ppt et de 0,1 à 1,0 ppb (ECRGLA, 1989). Dans l'eau non filtrée à proximité des points de rejet industriels, les concentrations de plomb atteignaient 2,7 ppb dans la rivière St. Clair. Les concentrations de mercure dans la rivière Detroit ont été relativement constantes de 1984 à 1986. Des

concentrations élevées de mercure ont été signalées dans des affluents de la rivière Detroit. Les concentrations de cadmium ne changeaient pas de manière importante le long de la rivière St. Clair (ECRGLA, 1989). La concentration moyenne de cadmium en aval de la zone industrielle de Sarnia était de 10 ppt, et la concentration maximale, de 90 ppt. Le long de la rivière Detroit, la concentration de cadmium augmentait pour passer de 23 à 35 ppt en 1987 (ECRGLA, 1989), et une concentration de 2 060 ppt a été relevée dans la rivière Rouge.

En 1985, de très faibles concentrations de DDT, de dieldrine, d'alpha-BHC et de lindane ont été relevées dans la rivière St. Clair (Kauss et Hamdy, 1985; Oliver et Kaiser, 1986; Chan *et al.*, 1986). Des répartitions uniformes révélaient des sources non ponctuelles. Aucune source active de DDT ou de ses métabolites n'a été identifiée dans la rivière Detroit en 1983 (Kaiser *et al.*, 1985). Des concentrations détectables de lindane ont été signalées dans le lac Sainte-Claire (ECRGLA, 1989). Des sources actives de dieldrine et de lindane ont été signalées dans la rivière Rouge et le chenal Trenton (Kaiser *et al.*, 1985).

Des sources ponctuelles de HCB et de HCBD ont été identifiées près de Sarnia dans plusieurs études (Kauss et Hamdy, 1985; Oliver et Kaiser, 1986; Chan *et al.*, 1986; Chan et Kohli, 1987). Un panache émanant de ce secteur est observé le long de la rive canadienne et émerge du cours d'eau par le chenal Ecarte. Des répartitions similaires du QCB et de l'OCS ont été relevées dans l'eau (Chan et Kohli, 1987). Les concentrations moyennes pour l'eau non filtrée en amont et en aval de la source étaient en 1985 de 0,03 et 0,8 ppt pour le HCB, et de 90,09 et 2,3 ppt pour le HCBD (Chan et Kohli, 1987). La proportion de HCB dissous était beaucoup plus élevée (90 %) à l'extrémité amont du cours d'eau qu'à Port Lambton (41 %). Les proportions de HCBD dissous à chacune des extrémités de la rivière étaient très similaires (95 % à l'extrémité amont et 96 % à Port Lambton). Les concentrations maximales près des points de rejet industriels le long de la rivière St. Clair (eau non filtrée) s'élevaient à 2,4 ppm pour le HCB et à 1,3 pour le HCBD, soit des concentrations de beaucoup supérieures à celles proposées dans les recommandations du CCMRE pour la qualité de l'eau, qui sont respectivement de 6,5 ppb et de 100 ppb (ECRGLA, 1989). De faibles concentrations ont également été relevées en amont de cette source majeure

du côté américain de la rivière (Oliver et Kaiser, 1986). L'intervalle type des concentrations de HBC signalé dans l'ECRGLA (1989) pour la rivière St. Clair s'échelonne de 0,1 à 1,0 ppt.

Vers le milieu des années 1980, les concentrations de HCB et de HCBD dans l'eau étaient moindres à l'extrémité amont de la rivière Detroit qu'à l'embouchure de la rivière St. Clair, ce qui indique que certains de ces contaminants sont retenus, dégradés ou volatilisés dans le lac Sainte-Claire, mais aussi que certains traversent ce dernier pour atteindre la rivière Detroit (ECRGLA, 1989). En 1986, les concentrations de chlorobenzène étaient plus élevées dans la région du bassin occidental du lac Érié que dans le lac Huron méridional (Stevens et Neilson, sous presse). Le HCB pénètre dans la rivière Detroit depuis des sources ponctuelles au Michigan incluant la rivière Rouge (ECRGLA, 1989). En 1983, les concentrations de chlorobenzène total étaient les plus élevées dans la rivière Rouge et aux embouchures du chenal Trenton et de la rivière Detroit (Kaiser *et al.*, 1985) : elles s'établissaient respectivement à 25,9, à 2 et à 2 ppt. Aucun HCBD n'a été découvert dans la phase aqueuse de la rivière Detroit. Les BPC sont présents partout dans l'eau de la rivière St. Clair (Kauss et Hamdy, 1985; Oliver et Kaiser, 1986; Chan *et al.*, 1986). Les concentrations s'établissent de manière caractéristique de 1 à 10 ppt (ECRGLA, 1989). Des concentrations plus élevées que celles généralement relevées dans la rivière St. Clair ont été observées du côté ouest à l'extrémité amont de la rivière (Chan et Kohli, 1987). Une concentration moyenne de BPC de 1,2 ppt (ECRGLA, 1989) a été signalée dans le lac Sainte-Claire. Il n'y avait aucune différence significative entre les concentrations à la sortie de la rivière St. Clair et à l'entrée de la rivière Detroit. En 1983, les concentrations les plus élevées de BPC dans la rivière Detroit étaient de 2,1 ppt à l'embouchure de la rivière Rouge, et de 3,4 et 2,1 ppt à l'embouchure du chenal Trenton (Kaiser *et al.*, 1985). Plusieurs hydrocarbures volatils d'origine industrielle sont présents dans l'eau de la rivière Detroit. Les aires où les concentrations de ces composés sont élevées coïncident avec les zones de pollution industrielle et municipale (Comba et Kaiser, 1985). Par exemple, les niveaux totaux les plus élevés pour les halocarbones volatils de type industriel ont été détectés au ruisseau Connors (5 121 ppt), juste au nord d'Amherstburg (3 844 ppt) et à l'usine d'épuration des eaux d'égouts de Detroit (3 820 ppt). L'intervalle des concentrations de

HAP dans la rivière St. Clair s'échelonne de 1 à 10 ppt (ECRGLA, 1989). Le fossé du canton de Sarnia constitue une source majeure de HAP pour le cours d'eau. Dans la rivière Detroit, trois sources majeures ont été identifiées en 1983 (Kaiser *et al.*, 1985) en aval des grandes aciéries. Les deux concentrations les plus élevées, de 6 100 et 5 200 ppt, ont été mesurées en aval de la rivière Rouge. La concentration qui venait au troisième rang s'établissait à 3 900 ppt et a été relevée à l'embouchure de la rivière Detroit.

La rivière St. Clair présente une charge de sédiments en suspension élevée. Cela est causé par l'intensité de l'érosion des rives du lac Huron (Charlton et Oliver, 1986). Puisque le lac Sainte-Claire est peu profond, les sédiments de fond y sont constamment remis en suspension par le vent et entraînés dans la rivière Detroit (Charlton et Oliver, 1986).

En 1985, Chan *et al.* (1986) ont déterminé les concentrations de HCBD, de QCB, de HCB et d'OCS dans les matières en suspension dans la rivière St. Clair. Il y avait un accroissement saisissant des concentrations de produits chimiques dans les matières en suspension le long du cours d'eau. Les concentrations moyennes de HCB à l'extrémité amont de la rivière St. Clair et à Port Lambton étaient respectivement de 2,0 et 130 ppb (ng/g). Pour le HCBD, ces concentrations s'établissaient à 1,0 et 20 ppb. En 1985, Oliver et Kaiser (1986) ont dosé le HCE, le HCBD, le HCB, l'OCS et les chlorobenzènes dans des échantillons d'eau prélevés à proximité des points de rejet industriels. Les concentrations les plus élevées ont été découvertes en aval du fossé du canton ainsi que près des installations de la Dow et de la Polysar. Dans ce secteur, les concentrations de HCB variaient de 23 à 40 ppm et celles de HCBD de 9,3 à 24 ppm. Ces concentrations sont approximativement supérieures par deux ordres de grandeur aux concentrations à l'extrémité amont de la rivière et en aval de celle-ci. Dans le lac Sainte-Claire, les concentrations de HCB et de HCBD dans la fraction particulaire étaient plus élevées dans le corridor central du lac reliant les deux rivières (Charlton et Oliver, 1986). En 1985, les concentrations moyennes étaient de 20 ppb pour le HCB et de 4 ppb pour le HCBD. Des concentrations élevées de chlorobenzènes totaux ont été relevées en 1983 dans la phase particulaire à l'extrémité amont de la rivière Detroit (0,9 ppt), en aval de l'île Belle (2 ppt) et à l'embouchure de la rivière Detroit (1,2 ppt) (Kaiser *et al.*, 1985). En 1985, la concentration moyenne de BPC dans la

matière particulaire du lac Sainte-Claire était de 36 ppb (Charlton et Oliver, 1986), et les concentrations étaient uniformément plus élevées du côté ouest du lac. Vers le milieu des années 1970, les concentrations de BPC dans les matières en suspension étaient plus élevées dans la rivière Detroit que dans le lac Sainte-Claire (Frank *et al.*, 1977). Elles comptaient, avec celles relevées dans la rivière Niagara, parmi les plus élevées de l'ensemble des Grands Lacs (Frank *et al.*, 1981b). Le court temps de séjour de l'eau dans la rivière Detroit peut causer une fraction exceptionnellement élevée de BPC dans la phase aqueuse. En 1983, les concentrations les plus élevées de BPC dans la phase particulaire, soit 2,8 ppt, ont été relevées juste en aval de l'île Belle et à l'embouchure du chenal Trenton (Kaiser *et al.*, 1985), et elles étaient dix fois supérieures à la rivière Rouge et au chenal Trenton à ce qu'elles étaient du côté canadien.

Une proportion plus élevée des HAP que des BPC était associée aux matières en suspension dans la rivière Detroit, probablement parce que certains HAP pénètrent dans la rivière sous forme de particules (Kaiser *et al.*, 1985). En 1983, les concentrations les plus élevées de HAP dans la matière particulaire étaient relevées en aval de l'île Belle (1,3 ppt), près de l'île Fighting (1 ppt) et à l'embouchure de la rivière Detroit (1,3 ppt) (Kaiser *et al.*, 1985).

2.4.2 Les sédiments de fond

L'accumulation de sédiments est faible dans les rivières St. Clair et Detroit. Moins de 1 % du déplacement des contaminants est attribuable aux déplacements des sédiments de fond (ECRGLA, 1989). Des concentrations élevées de certains produits chimiques toxiques ont été relevées de façon constante dans les sédiments près du complexe industriel de Sarnia du côté canadien de la rivière St. Clair. Il y a eu un déversement majeur de produits chimiques en 1985, qui consistait principalement en perchloroéthylène et en tétrachlorure de carbone. Puisque ces produits chimiques sont volatils, ils n'ont été trouvés dans les sédiments qu'à proximité des lieux des sources majeures (Oliver et Pugsley, 1986). Après le déversement, des concentrations élevées ont été observées dans les sédiments de fond, principalement du côté canadien de la rivière. Pendant l'enquête sur ce déversement, une grande zone présentant des mares non aqueuses recouvrant les sédiments a été

découverte en aval des installations de la Dow (Carey et Hart, 1986).

Dans le lac Sainte-Claire, les produits chimiques se sont accumulés principalement dans le centre du lac. Les sédiments n'y constituent qu'un réservoir temporaire avant d'être remis en suspension et déplacés vers l'aval dans la rivière Detroit. En raison du caractère non sédimentaire du lac Sainte-Claire, les concentrations dans les sédiments reflètent des changements des charges. L'utilisation des BPC, du mercure et du DDT a été restreinte au début des années 1970, et il en a résulté une diminution importante des concentrations moyennes de ces composés entre 1970 et 1974 (Thomas *et al.*, 1975). Les concentrations moyennes de mercure dans les sédiments de fond ont diminué pour passer de 1,5 à 0,6 ppm; la concentration moyenne de DDT est passée de 3,6 à 1,5 ppb et celle des BPC de 19 à 10 ppb. En 1985, la diminution de la concentration de mercure était plus marquée (figure 7).

Dans la rivière Detroit, les sédiments se trouvent principalement du côté américain en aval de la ville de Detroit. Les sédiments déposés à l'embouchure de la rivière Detroit sont ultimement remis en suspension et transportés jusqu'aux zones sédimentaires du lac Érié.

Les concentrations de plomb sont généralement faibles dans les sédiments de la rivière St. Clair et du lac Sainte-Claire, sauf :

1) près des installations de l'Ethyl Corporation sur la rivière St. Clair où des concentrations de plomb atteignant 339 ppm ont été signalées dans des échantillons de sédiments;

2) dans les sédiments de la rivière Black;

3) dans le cours d'eau face à la centrale de Lambton;

4) dans le défluent oriental du delta de la rivière St. Clair (ECRGLA, 1989; Mudroch *et al.*, 1985).

Les concentrations de plomb dans les sédiments de fond de la rivière Detroit sont souvent supérieures à la recommandation de 50 ppm pour les déblais de dragage. En 1980, des concentrations élevées ont été relevées près de Windsor et le long de la rive américaine (Hamdy et Post, 1985). Les

concentrations à l'embouchure de la rivière Rouge, 200 ppm, étaient plus élevées en 1980 qu'en 1970, 50 ppm. Lors de deux études effectuées en 1982, les concentrations les plus élevées ont été relevées à l'extrémité méridionale de la rivière (Lum et Gammon, 1985; Fallon et Horvath, 1985). En 1983, il a été constaté que les concentrations de plomb étaient plus élevées dans les sédiments de la rivière Detroit que dans ceux des lacs Sainte-Claire et Érié (Mudroch, 1985). La concentration la plus élevée relevée en 1983 dans les sédiments superficiels, soit 700 ppm, l'a été à l'embouchure de la rivière Rouge, et des concentrations élevées ont également été relevées à l'ouest de l'île Fighting et de l'île Belle. En 1982 et en 1985, les concentrations de plomb les plus élevées, soit plus de 200 ppm, étaient relevées dans la partie amont de la rivière (en amont de la rivière Rouge) et dans le chenal Trenton (ECRGLA, 1989). Voici certaines des concentrations maximales qui ont été relevées dans le cours d'eau : 960 ppm en 1982 (Lum et Gammon, 1985); 704 ppm et 546 ppm en 1983 (Mudroch, 1985; Chau *et al.*, 1985); 1 750 ppm en 1982 et en 1985 (ECRGLA, 1989).

Le mercure a été l'un des principaux contaminants présents dans cette voie interlacustre. Les concentrations maximales de mercure dans les sédiments de fond de la rivière St. Clair ont été atteintes vers la fin des années 1960 et le début des années 1970 et s'établissaient à 1 470 ppm. La principale source était l'usine de chlore et de soude caustique de la Dow, qui a interrompu sa production en 1973. Toutefois, du mercure pénètre encore dans la rivière dans ce secteur. Au début des années 1970, des concentrations élevées étaient également présentes à l'embouchure de la rivière Black (Fitchko et Hutchinson, 1975). En 1977, la concentration à l'emplacement de l'usine de la Dow avait diminué et s'établissait à 58 ppm (CMI, 1987a). Toutefois, des concentrations atteignant 51 ppm ont été relevées vers le milieu des années 1980, ce qui indique que l'apport persiste (ECRGLA, 1989). Les sédiments à l'extrémité aval de la rivière présentent encore des concentrations de mercure supérieures aux recommandations concernant les déblais de dragage (ECRGLA, 1989). Des diminutions des concentrations de mercure dans la rivière Detroit de 1970 à 1980 reflètent la réduction des charges de mercure introduites en amont. Les charges les plus importantes des concentrations ont été relevées dans le segment amont de la rivière, en amont de l'île Zug. Les concentrations moyennes dans les

sédiments de fond étaient de 3,73 ppm en 1970 et de 0,4 ppm en 1980 (Hamdy et Post, 1985). Vers le milieu des années 1980, les concentrations les plus élevées de mercure dans les sédiments de fond étaient relevées dans le chenal Trenton (> 3,0 ppm) et près de l'île Belle (> 2,5 ppm) (ECRGLA, 1989).

Les concentrations de cadmium dans les sédiments de la rivière St. Clair sont généralement faibles et semblent indiquer qu'il n'y a pas de sources ponctuelles (ECRGLA, 1989). Elles sont plus élevées dans les sédiments du lac Sainte-Claire que dans ceux du lac Huron (ECRGLA, 1989). En 1980, des concentrations de cadmium de plus de 6 ppm ont été signalées en plusieurs endroits le long du côté américain de la rivière Detroit (Hamdy et Post, 1985). En 1982, des concentrations de cadmium supérieures à 10 ppm ont été détectées aux embouchures des rivières Detroit et Rouge (Lum et Gammon, 1985). Également en 1982, Fallon et Horvath (1985) ont signalé que les concentrations les plus élevées de cadmium étaient relevées dans la partie méridionale du chenal Trenton. Vers le milieu des années 1980, les concentrations maximales de cadmium ont été relevées près de l'île Belle et de la rivière Rouge ainsi que dans le chenal Trenton (ECRGLA, 1989). Ces concentrations maximales variaient de 25 à 96 ppm, et ces données semblaient indiquer qu'il y avait encore des apports ininterrompus de cadmium dans la rivière Detroit (ECRGLA, 1989).

En 1970 et en 1974, les concentrations moyennes d'arsenic dans les sédiments de fond du lac Sainte-Claire étaient respectivement de 2,5 ppm et de 3,4 ppm (Thomas *et al.*, 1975). Dans la rivière Detroit, la concentration moyenne d'arsenic était de 10 ppm au milieu des années 1980, et la concentration maximale était de 54 ppm dans la rivière Rouge (ECRGLA, 1989).

Dans le lac Sainte-Claire, il y a eu, de 1970 à 1974, une diminution des concentrations moyennes de DDT, qui sont passées de 6,6 à 2,4 ppb. Les concentrations les plus élevées étaient relevées à la sortie du lac dans les deux cas. En 1982, Oliver et Bourbonnière (1985) ont constaté que les concentrations moyennes pour le DDT et ses métabolites étaient inférieures dans le lac Sainte-Claire à ce qu'elles étaient dans le lac Huron méridional et dans le lac Érié.

En 1970 et en 1974, 24 % des échantillons de sédiments du lac

Sainte-Claire présentaient des concentrations détectables de dieldrine (Frank *et al.*, 1977). En 1980, la présence de dieldrine dans la rivière Detroit n'était détectée que dans 22 % des échantillons (Hamdy et Post, 1985), et la concentration maximale s'élevait à 35 ppb. En 1985, les concentrations les plus élevées, atteignant 55 ppb, étaient relevées près de l'embouchure de la rivière Canard (ECRGLA, 1989).

L'alpha-BHC et le lindane ont tendance à rester dans la phase aqueuse de sorte que leurs concentrations dans les sédiments sont faibles. Oliver et Bourbonnière (1985) en ont détecté de faibles concentrations dans le lac Huron méridional, le lac Sainte-Claire et le lac Érié en 1982. Dans une étude antérieure par Frank *et al.* (1977), la présence de lindane n'a été détectée dans aucun des échantillons provenant du lac Sainte-Claire. En 1980, de l'alpha-BHC et du lindane ont été détectés respectivement dans 52 % et 27 % des échantillons de sédiments provenant de la rivière Detroit (Hamdy et Post, 1985). Dans une étude effectuée en 1984, les concentrations les plus élevées de HCB et de HCBD relevées dans les sédiments de la rivière St. Clair étaient signalées dans les secteurs adjacents à la zone industrielle de Sarnia (figure 8) (EC et MEO, 1986). Par exemple, les concentrations les plus élevées de HCB trouvées dans les sédiments de fond près des installations de la Dow atteignaient 24 ppm, et la concentration moyenne s'établissait à 5,2 ppm. La concentration moyenne de HCB pour le tronçon de 35 km vers l'aval était de 370 ppb. La concentration maximale de HCBD était de 46 ppm et la concentration moyenne de 750 ppb, alors que la concentration était de 190 ppb pour le tronçon aval. Des résultats analogues ont été obtenus en 1985. Les concentrations de HCBD dans les sédiments près du rivage passaient de voisines du seuil de détection à plus de 1 ppm en aval du fossé de drainage de l'agglomération (Oliver et Kaiser, 1986).

En 1983, les concentrations d'OCS dans les sédiments de fond étaient également les plus élevées dans le secteur adjacent au complexe industriel de Sarnia, puis dans la zone d'un panache émanant du delta dans le lac Sainte-Claire (Pugsley *et al.*, 1985). Six emplacements dans le cours d'eau et quatre dans le lac présentaient des concentrations d'OCS supérieures à 10 ppb. Oliver et Bourbonnière (1985) ont signalé avoir relevé en 1982 des concentrations de HCB d'environ 1 ppb dans les sédiments de fond du lac Huron méridional et des concentrations moyennes de 68 ppb (dans les 3 cm

supérieurs) dans le lac Sainte-Claire. Pour le HCBD, il existait une différence de 0,08 ppb pour la concentration dans le lac Huron méridional à 7,3 ppb pour la concentration moyenne dans le lac Sainte-Claire. En 1985, les concentrations moyennes dans le lac Sainte-Claire étaient de 21 ppb (1 cm supérieur) pour le HCB et de 5 ppb pour le HCBD (Charlton et Oliver, 1986). Les concentrations de HCB et de HCBD augmentent encore dans le lac Sainte-Claire, ou à tout le moins ne diminuent pas de manière importante (ECRGLA, 1989). Des concentrations élevées de HCB, atteignant 140 ppb, ont été relevées en 1985 dans la rivière Detroit près de la rivière Rouge, dans le chenal Trenton et dans l'embouchure de la rivière Detroit, mais aucune source ponctuelle majeure n'a été identifiée (ECRGLA, 1989). Une répartition analogue a été relevée pour les chlorobenzènes totaux en 1983, à l'exception d'une concentration élevée (3 500 ppb) à l'ouest de l'île Fighting (Kaiser *et al.*, 1985).

La présence de mirex n'a pas été détectée dans le lac Sainte-Claire en 1982 (Oliver et Bourbonnière, 1985) ni dans la rivière Detroit en 1980 (Hamdy et Post, 1985). Des dioxines et des furanes ont été détectés dans des échantillons de sédiments de la rivière St. Clair vers le milieu des années 1980 (EC et MEO, 1985, 1986; UGLCCS, 1989). Les concentrations les plus élevées ont été relevées au fossé de drainage du canton et à l'égout de la 1st Street. Les congénères octachlorés et heptachlorés étaient les plus abondants, et la présence de 2,3,7,8-TCDD n'a pas été détectée.

Un examen des BPC dans les sédiments de la rivière St. Clair concluait que des tendances dans le temps ne pouvaient être dégagées en raison des variantes dans les études (Pugsley *et al.*, 1985). Toutefois, en 1983 et en 1985, il y avait une augmentation des concentrations dans le secteur des installations de la Polysar et de la Dow le long de la rive canadienne de la rivière St. Clair (EC et MEO, 1986) (figure 8). Les concentrations maximales étaient considérablement plus élevées que la recommandation de 0,05 ppm pour les déblais de dragage. D'autres secteurs où il y a contamination aux BPC se situent aux environs de la centrale de Lambton de l'Ontario Hydro, des deux côtés du cours d'eau, ainsi que dans la rivière Belle (ECRGLA, 1989). Le long de la rive américaine les concentrations étaient relativement faibles. Oliver et Bourbonnière (1985) n'ont pas détecté d'augmentation de la concentration de BPC dans les sédiments entre le lac Huron méridional et

le lac Sainte-Claire. En 1982, les concentrations moyennes de BPC dans les sédiments du lac Sainte-Claire étaient de beaucoup inférieures à celles signalées dans le lac Érié occidental (Oliver et Bourbonnière, 1985).

La rivière Detroit constitue une source majeure de BPC dans le lac Érié (Oliver et Bourbonnière, 1985). Les BPC pénètrent dans la rivière depuis le lac Sainte-Claire, et il existe plusieurs sources ponctuelles le long du cours d'eau. En 1980, des BPC étaient présents dans 78 % des échantillons de sédiments de fond (Hamdy et Post, 1985). Les concentrations les plus élevées (plus de 500 ppb) étaient relevées du côté du Michigan de la rivière, au sud de la ville de Detroit. En 1982, elles ont été relevées à la tête de la rivière (Fallon et Horvath, 1985), et l'on pense que cela reflétait l'effet du lac Sainte-Claire et d'une usine d'épuration des eaux usées située à proximité. En 1983, Pugsley *et al.* (1985) ont signalé des concentrations plus élevées de BPC dans les 10 cm supérieurs des sédiments du lac Sainte-Claire que dans la rivière Detroit. Kaiser *et al.* (1985) ont relevé en 1983 les concentrations les plus élevées (de 200 à 230 ppb) à l'embouchure de la rivière Rouge, au sud-est de l'île Belle et aux embouchures du chenal Trenton et de la rivière Detroit. Des concentrations élevées ont également été indiquées en aval de l'île Belle (CMI, 1987a) et près de la rivière Ecorse (ECRGLA, 1989).

En 1985, la présence de HAP a été détectée dans les sédiments de fond de la rivière St. Clair près de la propriété de la Dow où les concentrations atteignaient 60,79 ppm pour s'établir en moyenne à 3,31 ppm (Nagy *et al.*, 1986). Des concentrations atteignant 140 ppm ont été signalées dans l'ECRGLA (1989). Des concentrations élevées de HAP ont été relevées à la hauteur de la centrale de Lambton de l'autre côté de la rivière ainsi que dans certains affluents du côté américain du lac Sainte-Claire (ECRGLA, 1989). Des concentrations élevées de HAP ont été relevées dans la rivière Detroit dans les années 1980, surtout en aval de l'île Belle, aux environs des îles Grosse et Fighting ainsi que le long du cours inférieur de la rivière Rouge (Fallon et Horvath, 1985; Kaiser *et al.*, 1985; ECRGLA, 1989). Les concentrations les plus élevées ont été signalées par Kaiser *et al.* (1985) et variaient de 20 à 33 ppb. Les centrales électriques alimentées au charbon et les aciéries en sont vraisemblablement les sources.

Les concentrations maximales observées sous la surface dans la plupart des échantillons de carottes provenant des voies interlacustres sont

mentionnées dans le présent rapport. Le mercure présent dans une carotte prélevée en 1986 dans le chenal Ecarte (Mudroch et Hill, 1987) et le HCB ainsi que le HCBD relevés près de la propriété de la Dow vers le milieu des années 1980 (EC et MEO, 1986) font exception à cette règle. Même si les concentrations diminuent dans la plupart des cas, les concentrations en surface sont de beaucoup supérieures aux concentrations de fond. Les produits chimiques, les dates d'échantillonnage et les situations géographiques mentionnés ci-après réfèrent à des carottes dans lesquelles les concentrations en surface diminuaient : mercure, 1986, près de Sarnia (Mudroch et Hill, 1987); mercure, 1985, centre du lac Sainte-Claire (Mudroch et Hill, 1987); DDT, 1985, lac Sainte-Claire (ECRGLA, 1989); HCB et HCBD, milieu des années 1980, environs de la propriété de la Dow (EC et MEO, 1986); BPC, 1985, lac Sainte-Claire (ECRGLA, 1989); HAP, 1985, rivière St. Clair (Nagy *et al.*, 1986).

2.5 LAC ÉRIÉ

Par sa superficie, le lac Érié se classe au quatrième rang des Grands Lacs. Il présente le plus petit volume et est le moins profond. Il est réparti en trois bassins. Le bassin occidental, dans lequel se déverse la rivière Detroit, est très peu profond, mais il abrite les plus importantes frayères et alevinières.

En aval des installations des industries canadiennes de produits chimiques, le long de la rivière St. Clair ainsi que de la ville de Detroit, se trouve cette partie du lac sur la rive de laquelle est située l'agglomération de Toledo. C'est la partie la plus vraisemblablement touchée par la contamination par les produits chimiques.

Du point de vue limnologique, le lac Érié est différent des quatre autres Grands Lacs, qui sont plus profonds et essentiellement oligotrophes. Le lac Érié est mésotrophe et est presque devenu eutrophe pendant les années 1960. Le lac Érié présente une charge élevée en éléments nutritifs par rapport à son volume. Puisqu'il est également peu profond et qu'il présente une productivité biologique élevée, il transforme les contaminants différemment des autres Grands Lacs. La plus grande productivité du lac Érié peut avoir plusieurs conséquences : la biomasse peut y diluer les produits chimiques; les matières particulaires en suspension riches en

matières organiques peuvent s'y faire concurrence pour les métaux toxiques et les produits chimiques organiques hydrophobes; les taux de sédimentation et d'enfouissement y sont plus élevés; enfin, la dégradation photochimique et biologique des produits chimiques y est peut-être plus importante. Le renouvellement rapide de l'eau du lac (tableau 1) contribue aussi à la faible concentration de contaminants dans l'eau. Le résultat net est que, bien que les charges de produits chimiques comme les BPC y soient similaires à ce qu'elles sont dans le lac Ontario (Strachan et Eisenreich, 1988), la bioaccumulation de ces produits chimiques y a été inférieure.

Le lac Érié a été fortement pollué par les métaux. Il vient probablement au deuxième rang, après le lac Michigan, au titre de plus pollué des Grands Lacs par les métaux (Rossmann, 1984). La manifestation relative de concentrations de métaux dissous était la plus élevée dans le lac Érié (Rossmann et Barres, 1988). Le lac Érié présentait également les concentrations totales les plus élevées pour le plus grand nombre de métaux.

2.5.1 L'eau et les matières solides en suspension

Les données sur les concentrations de produits chimiques toxiques dans l'eau du lac Érié sont présentées au tableau 10. Rossmann (1984) a examiné les données disponibles concernant les concentrations de plomb total et de plomb dissous dans l'eau du lac Érié. Pour les échantillons d'eau recueillis à des profondeurs non déterminées, les concentrations médianes en 1974 et en 1980 se situaient au seuil de détection de l'époque, qui était de 5 à 10 ppb (n = 6). La concentration de plomb total dans l'eau de l'épilimnion, relevée à des profondeurs inférieures à 5 m, ne révélait aucune tendance. Les concentrations moyennes en 1967, 1973, 1975, 1978 et 1979 variaient de 0 à 9 ppb. Ces premières données et celles qui sont présentées au tableau 10 ne peuvent être retenues comme indications d'une diminution des concentrations de plomb, mais reflètent probablement des problèmes de contamination des échantillons au cours des études antérieures. Sonzogni et Simmons (1981) en arrivaient à la même conclusion en comparant des données de 1967 à d'autres recueillies de 1970 à 1977. En 1978, des concentrations moyennes de plomb dissous atteignaient 23 ppb et une concentration maximale de 840 ppb (n = 717) avaient été enregistrée. Une fois de plus, ces données historiques sont vraisemblablement peu précises

(Rossmann, 1984). Néanmoins, il peut exister une tendance dans les concentrations de mercure total. Des données indiquaient pour les années 1970 que les concentrations moyennes de mercure total atteignaient 370 ppt (médiane de 37 ppt et maximale de 130 ppb (n = 618) en 1978). Les concentrations moyennes s'établissaient à 170 ppt (n = 170) en 1970-1971, à 370 ppt (n = 618) en 1978, à 81 ppt (n = 596) en 1979 et à 42 ppt (n = 11) en 1981. Rossmann (1984) a calculé que les concentrations de mercure total dans l'eau de l'épilimnion diminuaient à un taux moyen de 12 ppt par année. Les changements résultent plus vraisemblablement de l'amélioration de la précision des analyses. Des concentrations moyennes de 10 ppb (n = 49) (seuil de détection) ont été signalées pour le cadmium dissous en 1963 et en 1964. Dans les années 1970, les concentrations moyennes de cadmium dissous suivantes ont été signalées : 1,1 ppb (1970; n = 9), 0,7 ppb (1971; n = 112), 2,5 ppb (1978; n = 708) et 0,7 ppb (1979; n = 567). La dernière concentration pour 1979 reste supérieure par un ordre de grandeur à la concentration moyenne pour le cadmium dissous de 71 ppt mesurée en 1981 (tableau 10). En 1978, Lum et Leslie (1983) ont signalé que 87 % du cadmium total présent dans le lac Érié était dissous. En 1981, Rossmann (1984) constatait que la concentration de cadmium dissous était la plus faible dans l'eau du bassin central, mais un nombre insuffisant d'échantillons ont été recueillis pour justifier statistiquement cette affirmation. Lum (1987) a comparé les données de 1981 de Rossmann (1984) (71+/-27 ppt) à ses propres données pour 1978 (40+/-20 ppt) et pour 1984 (29+/-15 ppt). Il se peut que les concentrations de cadmium soient en diminution puisque toutes ces données sur le cadmium sont considérées fiables même s'il existe des problèmes attribuables à la méthodologie utilisée. Pour 1975, Rossmann mentionne une concentration de 1,0 ppb (n = 2) pour l'arsenic total dans des échantillons d'eau recueillis à des profondeurs non enregistrées. En 1980, une concentration moyenne d'arsenic de 10 ppb (n = 6) a été relevée, mais dans ce cas il s'agissait du seuil de détection. Les concentrations moyennes en 1981 s'établissaient à environ 50 % de ce qu'on avait pu prévoir d'après les mesures effectuées à la fin des années 1970. Rossmann en concluait que le taux de diminution de la concentration d'arsenic total se situait à 310 ppt par année entre 1978 et 1981.

Il n'existe que des données limitées concernant les concentrations de

produits chimiques organiques toxiques dans l'eau du lac Érié (tableau 10). Presque toutes les concentrations se situent sous les seuils de détection puisque les techniques d'analyse datent d'avant le début des années 1980. Pour le DDT, Konasewich *et al.* (1978) signalaient des concentrations en plein lac voisines ou inférieures au seuil de détection de 1 ppt. En 1981, McCrea *et al.* (1985) ont utilisé des méthodes d'extraction à partir de grands volumes d'eau et ont signalé que la présence de p,p'-DDT était détectable à l'emplacement de toutes leurs stations d'échantillonnage et qu'il était présent presqu'exclusivement dans la phase aqueuse. De 1981 à 1983, la présence de DDE a été détectée et les concentrations étaient de 0,1 ppt (Oliver et Nicol, 1984). En 1981, Filkins *et al.* (1983) ont signalé des concentrations de p,p'-DDT et de p,p'-DDE variant respectivement de 0,007 à 0,022 ppt et de 0,006 à 0,018 ppt (n = 5). En 1986, les concentrations de DDE dans l'eau de surface du lac Érié variaient de sous le seuil de détection à 0,08 ppt (CMI, 1987). Pour 1981, McCrea *et al.* (1985) ont signalé que 94 % de la dieldrine dans l'eau de surface du lac Érié se trouvait dans la phase aqueuse. Les concentrations signalées variaient entre 0,069 et 0,0934 ppt. McCrea *et al.* (1985) signalaient également que 100 % du lindane se trouvait dans la phase aqueuse. Oliver et Nicol (1984) ont signalé à Fort Erie, de 1981 à 1983, des concentrations d'alpha-BHC de 4,2 ppt, et de gamma-BHC de 0,38 ppt. Aucun mirex n'a été trouvé dans l'eau de la région orientale du lac Érié par McCrea *et al.* (1985). Eadie (1984) a mentionné que 90 % des HAP présents dans l'eau du lac Érié s'y trouvaient dissous et qu'il n'y avait que dans les zones littorales où une portion substantielle des HAP de faible solubilité était associée aux matières en suspension. Près de Buffalo en 1976, des concentrations de B[a]P et de HAP totaux respectivement de 0,3 ppt et de 4,7 ppt ont été relevées (Basu et Saxena, 1978).

Il existe maintes sources de BPC dans le lac Érié, dont des points de rejet industriels et municipaux, le ruissellement sur les terres et les agglomérations, les zones de décharge, la remise en suspension et le déplacement des sédiments contaminés du fond du lac et l'atmosphère. De 1972 à 1978, cinq groupes indépendants ont signalé que les concentrations de BPC totaux dans l'eau du lac Érié se situaient sous le seuil de détection de 100 ppt, alors qu'un relevé effectué à l'échelle du lac indiquait une concentration moyenne de 27 ppt (Glooschenko *et al.*, 1976). Une

concentration littorale moyenne de 20 ppt a également été signalée pour 1974-1975 (Konasewich *et al.*, 1978). Ces deux valeurs constituaient les seuils de détection minimaux aux dates mentionnées (Sonzogni et Simmons, 1981). En 1981, McCrea *et al.* (1985) ont signalé que 100 % des BPC dans l'eau du lac Érié s'y trouvaient dans la phase aqueuse. Entre 1981 et 1983, Oliver et Nicol (1984) ont détecté la présence de divers isomères de BPC à des concentrations de 0,49, 0,46 et 0,25 ppt dans l'eau des environs de Fort Erie. Il est devenu évident au début des années 1980 que le seuil de détection de 100 ppt qui était utilisé au milieu des années 1970 ne permettait pas de détecter des tendances dans l'eau. Filkins *et al.* (1983) ont détecté des concentrations de BPC de 0,13 et de 0,78 ppt (n = 5). La répartition spatiale des BPC dans le lac Érié montrait que les concentrations les plus élevées de BPC, soit plus de 2,5 ppt, étaient observées à l'extrémité ouest du lac (Stevens et Neilson, sous presse). La plus grande partie du bassin occidental présentait des concentrations supérieures à celles relevées dans le lac Ontario. La CMI (1987b) signalait des concentrations de BPC de 0,29 à 2,96 ppt dans l'eau de surface. Si les données de 1972 à 1975 sont fiables, la diminution des concentrations de BPC, passant d'environ 23 ppt à ce qu'elles étaient au début des années 1970 à environ 1,4 ppt en 1986, serait alors saisissante.

Des concentrations de produits chimiques organiques industriels volatils ont été découvertes à l'état dissous dans l'eau des Grands Lacs d'aval. Les concentrations étaient les plus élevées dans le bassin central ouest du lac Érié. Par exemple, des concentrations de tétrachlorure de carbone de plus de 30 ppt ont été relevées en 1978 (Kaiser et Valdmanis, 1980). Des apports ininterrompus de produits chimiques volatils sont nécessaires pour maintenir les concentrations de ces produits. En 1977 et en 1978, les concentrations moyennes dans le lac Érié étaient respectivement de 76 et 73 ppt pour le dichloro-difluorométhane, de 34 et 46 ppt pour le trichlorofluorométhane, de 15 ppt pour le chloroforme, de 19 et 37 ppt pour le tétrachlorure de carbone et de 20 et 11 ppt pour le trichloroéthylène (Kaiser et Valdmanis, 1980).

Les données disponibles concernant les concentrations de contaminants dans les matières en suspension sont résumées au tableau 11. Les matières en suspension dans le lac Érié proviennent de l'érosion des rives et des cours d'eau se déversant dans le lac; il y a également des apports

éoliens, la production sur place de matières organiques et la remise en suspension de sédiments de fond. Les concentrations de MST sont de 2 à 6 mg/L dans le lac Érié, comparativement à 1 à 4 mg/L dans le lac Ontario, à 0,5 à 2 mg/L dans les lacs Huron et Michigan et à 0,2 à 1 mg/L dans le lac Supérieur (Eadie et Robbins, 1987). Tel qu'il est mentionné dans l'introduction, cela peut réduire la bioaccumulation dans le lac Érié. Cette assertion est soutenue par Rossmann et Barres (1988) qui ont signalé que les lacs Érié et Ontario présentaient les concentrations de métaux toxiques les plus élevées dans la fraction particulaire. À l'échelle du lac, les concentrations de cadmium dans la matière particulaire étaient de 2,4 ppm (n = 54) en 1978 et en 1984, comparativement à une concentration de 1,7 ppm (n = 14) mesurée dans l'eau de la rivière Niagara à son entrée dans le lac Érié, ce qui indique la rétention dans le lac d'une certaine partie du cadmium dans la matière particulaire, et plus vraisemblablement dans le profond bassin oriental (Lum, 1987).

Les données concernant les concentrations des produits chimiques organiques dans les matières en suspension sont plus rares que celles concernant les concentrations des métaux toxiques (tableau 10). La plupart des données sur les concentrations de produits chimiques organiques sont tirées de l'étude de Strachan et Eisenreich (1988). Ces auteurs ont soigneusement passé en revue toutes les valeurs publiées afin de choisir des valeurs fiables à utiliser dans des modèles de prévision. Les données fiables les plus récentes sur lesquelles ils se sont basés sont celles de Stevens et Neilson (sous presse).

2.5.2 Les sédiments de fond

Les données concernant les concentrations de produits chimiques dans les sédiments de fond du lac Érié sont résumées au tableau 11. Deux études des concentrations de produits chimiques toxiques dans les sédiments de fond du lac Érié ont été effectuées, l'une en 1971 (Frank *et al.*, 1977; Thomas et Mudroch, 1979) et l'autre en 1979 (Rathke, 1984). Les échantillons recueillis en 1971 étaient des échantillons des 3 cm supérieurs, alors qu'en 1979 on a prélevé des échantillons des 10 cm supérieurs. Toute comparaison directe des deux études est donc impossible. Toutefois, puisque les sédiments plus contaminés de 1971 étaient enfouis sous des sédiments

moins contaminés de la fin des années 1970, le prélèvement d'échantillons de 3 cm en 1979 pourrait avoir révélé une diminution encore plus grande des concentrations que ne l'indiquent les échantillons de 10 cm. Les données sur les métaux dans les 3 cm superficiels de sédiments montrent que les concentrations de plomb, de cadmium et de mercure dans les Grands Lacs d'aval sont plus élevées, et ce, sur de plus grandes superficies du fond des lacs, que dans les trois Grands Lacs d'amont. En 1971, de grandes étendues au fond du lac présentaient des concentrations de plomb supérieures à 150 ppm (Thomas, 1981), alors qu'en 1979 seulement de petites étendues présentaient des concentrations supérieures à 100 ppm (Rathke, 1984). Dans le bassin central, où les concentrations avaient été supérieures à 100 ppm en 1971, elles ont diminué pour s'établir à moins de 75 ppm, probablement par transport vers l'aval, enfouissement, dilution ou dispersion vers l'aval des sédiments historiquement contaminés. Le relevé de 1971 montrait deux panaches de plomb, l'un issu de Detroit vers le bassin occidental et l'autre, de Cleveland vers le bassin central (Thomas, 1981). En 1970, Konasewich *et al.* (1978) signalaient des concentrations en plomb de 340 et de 420 ppm, respectivement, dans les ports de Cleveland et de Buffalo. Le même effet peut être observé pour le cadmium (figure 9). Les concentrations de fond (précoloniales) de cadmium dans les sédiments de fond du lac Érié varient de 0,1 à 1,7 ppm. Les concentrations de cadmium dans les sédiments de surface étaient de 0,1 à 8,3 ppm dans les zones littorales et de 0,2 à 0,3 ppm dans les ports (Fitchko et Hutchinson, 1975; Mudroch *et al.*, 1985). Les concentrations moyennes de cadmium dans les sédiments de fond du secteur occidental du lac Érié étaient de 6,6 ppm (Nriagu *et al.*, 1979). La configuration pour le mercure dans les sédiments du lac Érié est également analogue. En 1971, une petite région du bassin occidental du lac Érié présentait des concentrations de mercure supérieures à 2 ppm dans les sédiments de fond, et, pour une grande étendue, une concentration supérieure à 1 ppm (Thomas et Jacket, 1976). En 1979, la zone aux concentrations anormales était située plus loin dans le bassin occidental, à l'écart de l'écoulement de la rivière Detroit, et la superficie de la zone aux concentrations de mercure supérieures à 1 ppm avait considérablement diminué, ce qui indiquait un rétablissement rapide par rapport à la contamination antérieure (Rathke, 1984). La concentration en

mercure dans les matières en suspension pénétrant dans le lac Érié par l'écoulement de la rivière Detroit n'avait que peu varié en 1974 (Thomas et Jacket, 1976) et s'établissait en moyenne à 1,06 ppm. En 1971, les concentrations moyennes de mercure dans les sédiments superficiels du bassin occidental étaient de 1,14 +/- 1,28 ppm comparativement à 0,60 +/- 0,42 ppm en 1979. Les valeurs comparables pour le plomb, le cadmium et l'arsenic étaient respectivement de 86 +/- 48 et 56 +/- 36 ppm; 5,6 +/- 3,5 et 3,0 +/- 2,4 ppm; enfin, 7,9 +/- 2,5 et 6,5 +/- 3,0 ppm.

Les données concernant les concentrations de produits chimiques organiques dans les sédiments superficiels du lac Érié sont présentées au tableau 11. En 1971, la répartition des produits chimiques organiques dans les sédiments superficiels du lac Érié montrait que les concentrations les plus élevées de composés chimiques hydrophobes, comme le DDE et la dieldrine, étaient relevées dans un panache émanant de la rivière Detroit. En 1971, le TDE était le principal composé du groupe du DDT relevé dans les échantillons des 3 cm supérieurs de sédiments de fond. La concentration moyenne du TDE pour le lac était de 18,4 ppb et l'intervalle des concentrations s'étalait de 0,3 à 186 ppb. Les concentrations de TDE et de DDE étaient dans les bassins sédimentaires de 2 à 3 fois supérieures à ce qu'elles étaient dans les autres parties du lac. La concentration la plus élevée de TDE était de 46,5 ppb dans le bassin occidental. La concentration de DDE était de 22,1 ppb, ce qui donnait une concentration totale de 68,6 ppb pour le TDE et le DDE. En 1980, à un emplacement du bassin occidental, la concentration de DDE était de 8 ppb, celle de DDE de 2 ppb et celle de DDT de 1 ppb (au total 11 ppb) dans les 3 cm supérieurs des sédiments (Anderson, 1980). Oliver et Bourbonnière (1985) ont signalé que le p,p'-DDD était uniformément réparti dans le lac Érié. La concentration de la somme des chlorobenzènes, exception faite de l'espèce monochlorée, était de 26 ppb, soit inférieure à ce qu'elle était dans les sédiments du lac Huron (38 ppb) et du lac Ontario (560 ppb) (Oliver et Nicol, 1982). En 1982, les concentrations d'HBC dans des échantillons de 3 cm prélevés dans les bassins occidental, central et oriental du lac Érié étaient respectivement de 9,1 ppb (intervalle de 4,6 à 17 ppb); 2,4 ppb (intervalle de 1,2 à 3,7 ppb); 2,7 ppb (intervalle 1,4 à 5,2 ppb) (Oliver et Bourbonnière, 1985). Dans les mêmes échantillons ces auteurs ont détecté des concentrations de HCBD

respectivement de 1,6 ppb (0,7 à 3,2 ppb), 0,2 ppb (0,1 à 0,4 ppb) et 0,2 ppb (0,1 à 0,6 ppb) pour les trois mêmes bassins, et une concentration moyenne d'environ 0,7 ppb pour l'ensemble des bassins sédimentaires. En 1982, la concentration en HAP totaux dans la rivière Raisin adjacente à l'ouest du lac Érié variait de 530 à 770 ppb (Eadie *et al.*, 1982). Des concentrations extrêmes de HAP de 4,8 à 390 ppm ont été mesurées dans les sédiments de la rivière Black près des aciéries. La répartition des HAP dans les trois bassins du lac Érié (Nagy *et al.*, 1989) a montré que des concentrations de B[a]P de 200 ppb dans le bassin central étaient les plus élevées du lac. Les concentrations de PCDD et de PCDF ont été déterminées dans les sédiments de surface des lacs Érié, Ontario, Huron et Michigan par Czuczwa et Hites (1986). Le principal isomère présent était l'OCDD, et le H7CDF venait au deuxième rang. Les concentrations d'OCDD dans le lac Érié étaient de 1 700 et 2 000 ppt, comparativement à 4 800 ppt dans le lac Ontario, 780 et 960 ppt dans le lac Michigan, et 880 ppt dans le lac Huron. Les concentrations d'OCDF étaient de beaucoup inférieures dans le lac Érié à ce qu'elles étaient dans le lac Ontario. Les données sur les BPC dans la couche superficielle des sédiments de fond du lac sont les plus complètes (tableau 11). Les concentrations les plus élevées ont été relevées dans le bassin occidental et étaient associées aux apports de la rivière Detroit.

Dans les carottes prélevées en 1971, de rapides accroissements des concentrations de mercure et de plomb sont observables après 1935, et particulièrement après 1955 dans le cas du mercure. D'après ces analyses, la concentration de mercure dans les sédiments était en 1971 environ 12,4 fois plus élevée qu'à l'époque précoloniale (Kemp et Thomas, 1976a). Dans les sédiments de surface, les concentrations de plomb et de cadmium étaient respectivement 4,4 et 3,6 fois plus élevées qu'à l'époque précoloniale. Des données plus récentes montrent qu'il y a eu inversion de cette tendance. La répartition du plomb à l'intérieur d'une carotte datée provenant du bassin oriental du lac Érié montre que les concentrations de ce métal ont commencé à augmenter lentement, de près de 3 ppm qu'elles étaient au début du siècle pour continuer à croître pendant les années 1940 puis à augmenter rapidement, passant d'environ 30 ppm en 1950 à un maximum de 58 ppm au début des années 1970, avant de diminuer pour s'établir à 30 ppm, soit à une concentration similaire à celles relevées vers 1955 (Eadie et Robbins,

1987) (figure 10). Les carottes prélevées en 1985 montrent que les concentrations d'arsenic ont diminué, passant de 13 à 9 ppm dans les sédiments de fond (Legault, 1986). Les concentrations maximales d'arsenic ont été relevées vers 1955, puis elles ont depuis diminué pour s'établir à des valeurs analogues à celles relevées en 1945. Les analyses de carottes de sédiments du lac Érié indiquent donc qu'il y a eu redressement par rapport à la contamination antérieure. En 1971, du p,p'-DDE a été trouvé à une profondeur de 10 à 12 cm, correspondant aux années 1958 à 1960 environ (figure 10) (Frank *et al.*, 1977). Dans la même carotte, la présence de TDE a été détectée jusqu'à une profondeur de 6 à 8 cm, correspondant aux années 1961 à 1963. Les concentrations de DDE et de TDE augmentaient ensuite rapidement pour atteindre respectivement 19 et 53 ppb à la surface. Dix ans plus tard, Anderson (1980) signalait que les 3 cm supérieurs des sédiments d'une carotte provenant du bassin oriental présentaient des concentrations de DDT, de DDE et de DDD respectivement de 1 ppb, 2 ppb et 8 ppb. La concentration la plus élevée de DDT total s'établissait à 23 ppb à une profondeur de 15 cm, sous laquelle elle tombait à 15 ppb à une profondeur de 35 cm. Pour les dioxines et les furanes, les taux de sédimentation élevés dans le lac Érié permettent une bonne résolution des tendances historiques des apports. Dans deux carottes, les apports maximums de PCDD et de PCDF se situent vers le milieu des années 1970 (Czuczwa et Hites, 1986). Après le milieu des années 1970, les apports ont diminué (figure 10). L'extrapolation de ces résultats aux couches plus profondes et aux époques plus anciennes de dépôt des sédiments indique que les apports initiaux de PCDD et de PCDF dans le lac Érié se sont probablement manifestés du milieu à la fin des années 1930.

En 1971, une carotte prélevée près de Toledo a révélé que des BPC étaient présents dans les sédiments déposés de 1954 à 1956. Les couches supérieures présentaient des concentrations de BPC augmentant rapidement jusqu'à 340 ppb dans les couches déposées en 1971 (Frank *et al.*, 1977). En 1982, les 3 cm supérieurs des sédiments de surface des bassins occidental, central et oriental du lac Érié présentaient respectivement des concentrations de BPC de 300 ppb (intervalle de 140 à 660 ppb), de 131 ppb (intervalle de 38 à 190 ppb) et de 91 ppb (intervalle 37 à 140 ppb) (Oliver et Bourbonnière, 1982). Ces valeurs peuvent être comparées à la concentration moyenne de

252 ppb relevée en 1971 dans les 3 cm supérieurs des sédiments superficiels du bassin occidental (Frank *et al.*, 1977). D'après Eadie et Robbins (1987), le faible écart peut être attribuable à un très bon mélange des sédiments superficiels du bassin occidental, à moins que les apports de BPC n'aient pas diminué de manière importante.

2.6 RIVIÈRE NIAGARA

La rivière Niagara relie le lac Érié au lac Ontario. Elle constitue un court chenal entre les lacs d'une longueur d'environ 60 km et d'un très fort débit. La rivière est séparée en tronçons amont et aval par les chutes Niagara. Les principales sources de pollution de cette rivière sont les déversements ponctuels des aciéries et des industries pétrochimiques ainsi que des usines municipales d'épuration des eaux usées (figure 11). Ces usines d'épuration reçoivent des effluents industriels. Les grandes installations pétrochimiques du côté américain du cours d'eau produisent toute une gamme de produits chimiques et de pesticides organochlorés industriels. La plupart des déchets de ces installations ont été enfouis dans des décharges comme celles de Hyde Park et de Love Canal. Ces emplacements produisent maintenant des lixiviats qui pénètrent dans la rivière Niagara.

Les données relatives à la pollution de la rivière Niagara et du lac Ontario en aval ont été publiées dans un volume spécial du *Journal of Great Lakes Research* (Allan *et al.*, 1983). De nombreux documents et rapports ont été publiés depuis sur ce sujet. La rivière Niagara a fait l'objet d'une étude binationale par le comité des produits toxiques de la rivière Niagara (CPTRN) (*Niagara River Toxics Committee* (NRTC), 1984) qui a décrit la pollution de la rivière de manière très détaillée. Le CPTRN (1984) signalait, entre autres constatations, que 261 produits chimiques synthétiques été avaient été identifiés dans l'écosystème, que 1 400 kg de polluants étaient déversés dans la rivière par des sources municipales et industrielles ponctuelles et que 89 % de l'ensemble de ces polluants provenaient de sources américaines. Il soulignait que 61 décharges pour déchets dangereux aux États-Unis et 5 au Canada pouvaient entraîner une contamination du cours d'eau (ainsi qu'en aval), que 28 de ces 61 décharges produisent des contaminants qui atteignent la rivière et qu'il y a contamination généralisée des eaux

souterraines sur une grande superficie du côté américain de la rivière. Depuis la diffusion du rapport concernant cette étude, le Canada et les États-Unis ont convenu d'un plan dont l'objectif, pour 1996, est une réduction de 50 % des quantités de produits chimiques toxiques persistants, produits sélectionnés provenant tant de sources ponctuelles que de sources non ponctuelles.

En général, les données de surveillance continue à plus long terme des matières en suspension et les données plus récentes relatives à la qualité de l'eau (1979 pour les métaux, 1980 pour les composés organiques) constituent les meilleures données à long terme sur la qualité de l'eau en rapport avec les produits chimiques toxiques pour l'ensemble des Grands Lacs. Les données indiquent une diminution générale des concentrations d'un grand nombre de contaminants. Cette diminution peut aussi être observée en aval dans les sédiments de fond du lac Ontario et sera examinée plus loin.

Il a été estimé que, entre 1981-1982 et 1986-1987, les charges provenant de sources ponctuelles du côté canadien avaient diminué de 60 % (MEO, 1987). Du côté américain, il a été estimé qu'il y avait eu réduction de 80 % des quantités totales de polluants organiques et inorganiques prioritaires provenant de sources ponctuelles entre 1981-1982 et 1985-1986 (NYDEC, 1987). Une proportion importante de cette réduction était reliée à des fermetures d'usines ou à des interruptions de l'utilisation de certains procédés (NYDEC, 1987). En 1984, aucune évaluation ne pouvait être effectuée des charges de produits chimiques toxiques entraînées dans les eaux souterraines depuis 215 décharges de déchets dangereux (CPTRN, 1984). L'étude plus approfondie permettait de conclure que 61 des 164 emplacements situés à moins de 5 km de la rivière pouvaient la contaminer (CPTRN, 1984). Des 17 décharges du côté canadien, 5 ont été identifiées comme pouvant contaminer la rivière Niagara (Koszalka *et al.*, 1985). Bien que des estimations des apports aient été effectuées, elles comportent beaucoup d'incertitudes, et un plus grand effort d'échantillonnage et de modélisation est nécessaire pour calculer les charges avec exactitude. Les calculs existants sont basés sur 70 emplacements du côté américain du cours d'eau et indiquent des rejets totaux de composés organiques de 180 kg par jour. Il existe aussi une possibilité que des sources non ponctuelles de produits chimiques dans l'eau souterraine puissent fournir un apport aussi élevé que les sources ponctuelles. Les quatre

principales décharges bénéficiant du Superfund, celles de la 102nd Street, de Love Canal, de la zone S et de Hyde Park, contiennent ensemble 304 000 tonnes de déchets chimiques. Elles sont hydrauliquement reliées à la rivière et ont été associées à une migration des produits chimiques (Brooksbank, 1987). Plusieurs des petits affluents de la rivière Niagara renferment des sédiments de fond présentant des concentrations élevées de contaminants toxiques qui pourraient constituer une source à plus long terme de contaminants pour la rivière.

La contamination de la rivière Niagara est celle qui a été la plus intensément étudiée. Cela est attribuable au fait que la rivière Niagara a été la première zone majeure de crise (1980), celle du secteur de Love Canal. La surveillance continue des métaux toxiques par l'intermédiaire des matières en suspension a débuté vers la fin des années 1970 au Canada. Dès le début des années 1980, cette méthode avait été étendue aux produits chimiques organiques dans les matières en suspension à l'embouchure de la rivière Niagara. Plus tard, vers le milieu des années 1980, des analyses plus évoluées de la phase aqueuse ont été effectuées. Ces progrès ont exigé de nouvelles méthodes d'échantillonnage et d'analyse dont l'application a depuis été étendue à tous les des Grands Lacs.

En 1984, dans la région d'amont (Fort Erie [FE]) comme dans celle d'aval (Niagara-on-the-Lake [NOTL]), une surveillance continue a été mise en oeuvre visant à calculer des bilans massiques pour des produits chimiques spécifiques dans le cours d'eau. Depuis ce temps, plusieurs études spéciales sur les produits chimiques présents dans le cours d'eau ont été effectuées par des organismes fédéraux et provinciaux (Ontario) canadiens. Un résumé des différences entre les concentrations à Fort Erie et à NOTL (tableau 13) est basé sur des valeurs convenues entre les organismes canadiens et américains responsables. Les méthodes d'échantillonnage, d'analyse et de traitement des données permettant d'en arriver à ces estimations ont fait l'objet de discussions poussées. Les charges de 25 produits chimiques étaient considérées significativement plus élevées à NOTL, que ce soit dans l'eau, dans les sédiments en suspension ou dans les deux, tant de 1984 à 1986 qu'en 1986-1987. Sans égard au nombre exact de composés spécifiques, il est évident que des quantités importantes de produits chimiques ont été et sont encore introduites dans la rivière Niagara.

Entre 1984 et 1987, Environnement Canada a recueilli des données sur les concentrations dans l'eau et dans les matières en suspension à NOTL et à Fort Erie. L'objectif était d'évaluer les charges de produits chimiques organiques toxiques ajoutées le long de la rivière Niagara. Deux rapports ont été diffusés, le premier portant sur la période de décembre 1984 à mars 1986, et le second, sur la période d'avril 1986 à mars 1987. Collectivement, les données sur les concentrations de produits chimiques organiques dans l'eau et les matières en suspension à NOTL et à Fort Erie contenues dans ces rapports constituent la base de données la plus complète du genre au monde. L'échantillonnage des matières en suspension a été effectué par centrifugation à grande vitesse. Les concentrations dans la fraction aqueuse sont basées sur un système d'extraction en continu pendant une période de 24 heures. Une valeur pour l'eau recombinée (ER) a été calculée en combinant les concentrations dans la phase aqueuse aux concentrations dans les matières en suspension d'après la teneur de l'eau en matières en suspension. D'après ces valeurs pour l'ER, les quantités de 21 des produits chimiques organiques ont dépassé au moins une fois les critères les plus stricts de qualité de l'eau; ce fut le cas pour 15 produits à NOTL et autant à Fort Erie, pour 3 produits à Fort Erie seulement et pour 3 produits à NOTL seulement.

2.6.1 L'eau et les matières solides en suspension

Entre 1975 et 1979, moins de 10 % des échantillons recueillis à l'embouchure de la rivière Niagara présentaient des concentrations dépassant celles des objectifs de l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs (ARQEGL), mais ce cours d'eau était néanmoins une source de métaux et de composés chimiques organiques toxiques pour le lac Ontario (EC et MEO, 1981). Les principaux contaminants étaient le DDT, les BPC, le mirex et le mercure. Les concentrations de la plupart des produits chimiques organiques se situaient sous le seuil de détection dans l'eau, ce qui les plaçaient aussi habituellement sous les objectifs de l'ARQEGL. En 1980, la présence de BPC, d'alpha-BHC et de lindane, d'alpha- et de gamma-chlordane, de HCB, de dieldrine, d'époxyheptachlore et de p,p'-DDE a été observée dans 80 % des échantillons de l'eau ambiante recueillie pendant une période de 10 jours à l'embouchure de la rivière Niagara (Kuntz, 1983).

Le partage des composés chimiques organiques entre la phase aqueuse et la fraction particulaire varie considérablement en fonction de l'emplacement dans le cours d'eau et du temps. La plus grande partie de la charge en produits chimiques organiques se trouve dans la phase aqueuse et est caractérisée par de faibles concentrations de matières en suspension (de 5 à 10 mg/L). La collecte et les analyses des matières en suspension à l'embouchure de la rivière Niagara ont été importantes pour l'établissement des tendances à long terme des concentrations. Toutefois, Kuntz et Warry (1983) ont constaté que 40 % seulement des apports de p,p'-DDE, de mirex et de BPC (tous des produits chimiques organiques extrêmement hydrophobes) se trouvaient dans la phase particulaire. La proportion était significativement moindre pour les autres produits chimiques organiques toxiques.

La configuration générale des concentrations de produits chimiques toxiques dans la rivière Niagara, en amont des chutes Niagara, résulte principalement des sources situées du côté américain de la rivière (CMI, 1987b). La présence de composés comme les dioxines et les furanes, dont on sait qu'ils sont présents dans les décharges, implique qu'un lessivage actif entraîne ces composés dans la rivière Niagara. Cette conclusion à laquelle en est arrivé le CPTRN (1984) découle des résultats montrant qu'on peut trouver des composés spécifiques associés à des décharges précises dans les sédiments du lac Ontario (Kaminsky, *et al.*, 1983).

Entre 1984 et 1987, Environnement Canada a recueilli des échantillons d'eau non filtrée pour le dosage des métaux à NOTL et à Fort Erie. Les concentrations moyennes et les intervalles de concentrations pour le plomb, le cadmium et l'arsenic sont présentés au tableau 13. En 1981, les concentrations de plomb les plus élevées dans l'eau étaient de 2, 3 et 5 ppb (Kuntz, 1984b) et ont été relevées juste en aval de Buffalo. Entre 1975 et 1983, la moyenne mobile pour 12 mois des concentrations de plomb total présentait une diminution correspondant à des réductions des charges allant de 430 tonnes par année qu'elles étaient en 1975 à environ 200 tonnes par année en 1983 (Kuntz, 1988b). Entre 1979 et 1980, Kauss (1983) a signalé que la concentration moyenne de mercure était de 100 ppt dans le chenal Tonawanda comparativement à 60 ppt dans le chenal Chippawa. Les concentrations de mercure (EC et MEO, 1981) variaient de 60 à 110 ppt dans

l'eau du cours supérieur de la rivière Niagara. En 1986, on n'a pas détecté de mercure à NOTL et à Fort Erie. De 1982 à 1983, le seuil de détection du cadmium était de 10 ppb, ce qui est supérieur à l'objectif de 2 ppb de l'ARQEGL (Kuntz, 1984a). En 1985, les concentrations de cadmium à NOTL et à Fort Erie étaient inférieures au seuil de détection de 2 ppb à une profondeur de 1,5 m. En 1980, les concentrations d'arsenic le long du cours supérieur de la rivière Niagara étaient égales ou inférieures au seuil de détection de 1 ppb.

Les données concernant les produits chimiques organiques dans l'eau de la rivière Niagara sont abondantes parce que cette rivière est considérée comme une source de contaminants pour le lac Ontario. Les concentrations de produits chimiques organiques dans la rivière Niagara sont présentées au tableau 12. Les objectifs de l'ARQEGL de 1978 ont été dépassés dans moins de 10 % des échantillons d'eau pour le DDT total et ses métabolites, l'endrine, l'heptachlore/époxyheptachlore et l'endosulfan (EC et MEO, 1981). La plupart des concentrations étaient inférieures à 1 ou 5 ppt, dépendamment du seuil de détection du composé. La plupart des concentrations de BPC étaient inférieures au seuil de détection de 20 ppt. En 1979, les concentrations les plus élevées signalées étaient de 80 ppt pour les BPC totaux, de 20 ppt pour la dieldrine, de 7 ppt pour l'alpha-BHC, de 1 ppt pour le lindane, de 5 ppt pour le DDT total et ses métabolites, et de 15 ppt pour le HCB (EC et MEO, 1980). La plupart de ces concentrations élevées étaient signalées du côté américain du cours supérieur de la rivière Niagara.

Kuntz (1984b) a constaté que les concentrations de DDT total étaient de 1 à 2 fois plus élevées à NOTL qu'à Fort Erie entre 1975 et 1982. El-Shaarawi *et al.*, (1985) mentionnaient qu'il existait des différences importantes entre NOTL et Fort Erie quant aux concentrations moyennes de 16 produits chimiques toxiques. Dans l'eau non filtrée, ces produits étaient les BPC, l'alpha-BHC, le mirex et certains chlorobenzènes, incluant le HCB. Les concentrations de lindane et de p,p'-DDE dans la phase aqueuse et de mercure dans la phase particulaire étaient également accrues. McCrea *et al.* (1985) ont trouvé l'alpha-BHC, le lindane et la dieldrine, ainsi que dans une moindre mesure le p,p'-DDE, principalement dans la phase aqueuse.

Entre 1981 et 1983, plusieurs composés organiques et isomères ont été dosés par Oliver et Nicol (1984) dans des échantillons d'eau prélevés

hebdomadairement à Niagara-on-the-Lake. La distribution des concentrations d'alpha-BHC, de BPC totaux, de 1,2,3,4-tétrachlorobenzènes et de HCB montre que les concentrations maximales sont observées sous forme de pointes de courte durée (un échantillon) (figure 12). Les concentrations maximales étaient les suivantes : alpha-BHC, 50 ppt; BPC totaux 34 ppt; 1,2,3,4-tétrachlorobenzènes, 36 ppt; HCB, 30 ppt. Ces concentrations n'ont toutefois été relevées qu'en de rares occasions, normalement, les concentrations étaient de beaucoup inférieures. Elles variaient de manière encore plus saisonnière pour l'alpha-BHC et les BPC totaux que pour le HCB et les 1,2,3,4-tétrachlorobenzènes. Oliver et Nicol (1984) attribuaient ce fait à l'influence de sources non ponctuelles plutôt qu'à celle de sources ponctuelles. Ce problème des fluctuations à court terme des concentrations de produits chimiques dans la rivière Niagara a récemment été réglé par l'installation d'un système d'extraction en continu. Oliver et Nicol (1982) ont constaté que les concentrations de HCB dans l'eau en amont des chutes Niagara étaient voisines ou inférieures à leur seuil de détection de 0,02 ppt. Ils ont relevé des concentrations plus élevées de 1 ppt et de 17 ppt respectivement près d'un point de rejet de produits chimiques et d'une décharge. En 1982, les chlorobenzènes, l'alpha-BHC et le lindane ont été détectés dans le panache de la rivière Niagara dans le lac Ontario (Fox et Carey, 1985). En 1979-1980, Kauss (1983) a relevé des concentrations d'alpha-BHC et de lindane plus élevées dans le chenal Tonawanda que dans le reste de la rivière. En 1986, Stevens et Neilson (sous presse) ont constaté que les concentrations de chlorobenzènes (à l'exception du HCB) avaient augmenté entre la sortie du lac Érié et le panache de la rivière Niagara.

Entre 1975 et 1982, la présence de mirex n'a été relevée dans la fraction aqueuse que dans 6 échantillons sur 22; les concentrations variaient entre 0,0005 et 0,0075 ppt (Kuntz, 1984b). El-Shaarawi *et al.* (1985) mentionnaient que, entre 1978 et 1984, il y a une différence importante entre les concentrations de mirex dans l'ensemble des sédiments en suspension et la phase aqueuse à NOTL et à Fort Erie. Les décharges du côté américain de la rivière Niagara pourraient renfermer de grandes quantités de dioxines, sous-produits de la fabrication de produits chimiques (Hallet, 1985). Dans des échantillons de 200 litres prélevés en tandem à 6 m de la rive, en amont, en face et en aval de la décharge « S » (figure 11), des isomères de penta-,

hexa-, hepta- et octachlorodioxines et de dibenzofuranes, incluant des isomères de 2,3,7,8,9-pentachlorodioxine et de dibenzofurane étaient détectables à des concentrations de l'ordre de 0,01 ppt (Hallet, 1985). Aucun résidu de 2,3,7,8-TCDD et de 2,4,5-trichlorophénols n'a été détecté.

À la fin des années 1970, des matières en suspension recueillies à l'embouchure de la rivière Niagara ont été analysées afin de déterminer les tendances pour les charges en métaux toxiques dans le lac Ontario. En 1980, des composés chimiques organiques toxiques ont également été dosés dans cette matière particulaire. Un résumé des concentrations de produits chimiques dans les sédiments en suspension est fourni aux tableaux 12 et 13. En 1981, une comparaison des analyses chimiques des sédiments en suspension de NOTL et de Thunder Bay dans le lac Érié a montré qu'un grand nombre des produits chimiques détectés à NOTL n'étaient pas détectés dans les échantillons provenant de Thunder Bay (EC et MEO, 1980). Toutefois, le processus permettant de calculer les valeurs moyennes des charges est difficile. Les remises en suspension attribuables au vent dans le lac Érié peuvent modifier de 100 % la charge en suspension dans la rivière Niagara, ce qui a des effets majeurs sur le partage des produits chimiques entre les matières en suspension et la phase aqueuse. McCrea *et al.* (1985) ont noté que les concentrations de BPC dans les matières en suspension étaient plus faibles lorsque les concentrations de matières en suspension étaient plus élevées, cela est dû à un apport en sédiments propres en provenance du lac Érié. Ainsi, le partage entre la phase aqueuse et la phase particulaire varie tant en fonction des composés organiques que de l'emplacement (CPTRN, 1984).

À la fin des années 1970, les concentrations de plomb étaient quelque peu plus élevées le long du cours supérieur de la rivière, peut-être parce que la méthode d'échantillonnage visait à détecter les sources (EC et MEO, 1981). Les concentrations en mercure des matières en suspension étaient uniformément de 3 à 4 fois plus élevées le long du cours inférieur que le long du cours supérieur de la rivière Niagara (Kuntz, 1984b). La répartition du mercure et de l'arsenic dans la matière en suspension dans le cours d'eau indiquait que la concentration du premier augmentait vers l'aval alors que l'arsenic semblait uniformément réparti (Kuntz, 1984b). En 1981, la concentration la plus élevée de mercure était de 450 ppb (ng/g) et celle

d'arsenic de 15 ppm (mg/kg).

En 1981, la répartition des produits chimiques organiques toxiques dans les matières en suspension présentait deux configurations (figure 13) (Kuntz, 1984b). Le DDT et la dieldrine avaient des concentrations relativement constantes tout au long de la rivière. Toutefois, les concentrations de BPC, de mirex et de HCB étaient plus élevées que le long du cours inférieur de la rivière. Les concentrations maximales de DDT total, de dieldrine, de HCB, de mirex et de BPC totaux dans les matières en suspension s'établissaient respectivement à 60 ppb, 175 ppb, 3 ppb et 800 ppb. Il existe des variations considérables en fonction du temps et de l'emplacement. En 1980, Oliver et Nicol (1982) ont détecté des congénères de chlorobenzène dans les sédiments en suspension à NOTL. Les concentrations moyennes (n = 28) étaient les suivantes : 1,2-di, 148 ppb; 1,4-di, 180 ppb; 1,3-di, 95 ppb; 1,3,5-tri, 20 ppb; 1,2,4-tri, 61 ppb; 1,2,3-tri, 19 ppb; 1,2,4,5-tétra, 28 ppb; 1,2,3,4-tétra, 71 ppb; penta, 58 ppb; hexa, 94 ppb. Il était considéré que la source du mirex associé à la matière particulaire relevé dans des échantillons en 1979 et en 1980 était une fuite ou un débordement aux installations d'entreposage situées en aval de l'île Grand (Warry et Chan, 1981). Les PCDD et les PCDF sont tous deux fortement associés aux matières en suspension. Les congénères plus chlorés sont les plus abondants.

Les concentrations de produits chimiques organiques dans les matières en suspension recueillies à l'embouchure de la rivière Niagara n'ont montré aucune tendance distincte pendant la période de mesures (EC et MEO, 1981; Kuntz, 1983). Le lac Érié n'est pas une source majeure de BPC, de chlorobenzènes ou de mirex pour le lac Ontario parce que les concentrations de ces produits chimiques dans les sédiments de fond du lac Érié sont de dix fois inférieures dans le cas des BPC, non détectables dans le cas du mirex et de vingt fois inférieures dans le cas des chlorobenzènes comparativement aux concentrations dans les matières en suspension à NOTL (Kuntz et Warry, 1983). Fox *et al.* (1983) en sont arrivés à des conclusions similaires pour ces mêmes produits chimiques et pour le HCBD.

2.6.2 Les sédiments de fond

La rivière Niagara a un débit extrêmement élevé d'environ 6 000 m^3/s.

En amont des chutes, il existe certains secteurs d'accumulation, à tout le moins temporaire, de sédiments près des rives. Le fond de ce cours d'eau est constitué soit de sédiments glaciolacustres affouillés ou de socle rocheux, et il n'y a que très peu de dépôt de sédiments meubles récents (CPTRN, 1984). La plupart des données présentées ci-après sont basées sur des échantillonnages effectués très près des rives ou près des embouchures des affluents. Même si les données sont basées sur des sédiments, elles ne sont pas représentatives de sédiments de fond du même genre que ceux qui ont été examinés dans des bassins sédimentaires au large des Grands Lacs. Les concentrations sont plus représentatives des sources relatives de chaque côté de la rivière. Certains des échantillons prélevés près des rives sont très contaminés. Les concentrations de pesticides sont généralement les plus élevées dans les échantillons prélevés dans le canal Black Rock, dans le tronçon en amont de Wheatfield, dans la rivière Buffalo, dans le tronçon entre Tonawanda et North Tonawanda ainsi que dans le cours inférieur de la rivière Niagara (CPTRN, 1984). Les concentrations varient considérablement selon les produits chimiques, mais la configuration générale indique des concentrations plus élevées dans la rivière Buffalo et les tronçons de Tonawanda à North Tonawanda et en amont de Wheatfield; des concentrations moyennes dans le lac Érié et les tronçons du canal Black Rock et du cours inférieur; des concentrations faibles dans les tronçons de l'île Bird à Riverside, de Fort Erie et de Chippawa. Des carottes analysées par Czuczwa et Hites (1986) indiquent qu'il y a eu une augmentation considérable des apports de PCDD et de PCDF depuis environ 1940 (figure 6).

2.7 LAC ONTARIO

D'une superficie de 19 000 km², le lac Ontario est le plus petit des cinq Grands Lacs. Son volume de 1 640 km³ le place également au cinquième rang parmi les Grands Lacs mais en fait le onzième plus grand lac du globe. Sa profondeur maximale de 244 mètres le place au deuxième rang des Grands Lacs. Le temps de séjour de l'eau y est d'environ huit ans. L'apport en eau le plus important que reçoit le lac est celui de la rivière Niagara qui s'établit à environ 5 700 m³/s. En ordre décroissant de débit, ses autres principaux affluents sont les rivières Oswego, Trent, Black et Genesee. Les eaux du lac se déversent dans le fleuve Saint-Laurent à

raison d'approximativement 7 700 m^3/s. L'eau circule en direction de l'est dans la partie méridionale du lac. L'écoulement s'incurve ensuite vers le nord puis vers l'ouest après avoir traversé le centre du lac. Au sud de Toronto, l'écoulement s'incurve à nouveau au nord puis à l'est le long de la rive nord. Au sud-ouest, la circulation s'effectue dans le sens antihoraire. Le panache de la rivière Niagara se sépare habituellement en pénétrant dans le lac, la plus petite partie se joignant à la circulation antihoraire au sud-ouest et la plus importante, au courant portant vers l'est le long de la rive sud du lac.

Le lac Ontario a été contaminé pendant de nombreuses années par des sources industrielles, agricoles et municipales. Les ports et les indentations industrialisés des rives sont les plus grandes sources de contaminants. Le mercure, le mirex, les BPC et les chlorobenzènes comptent parmi les principaux contaminants qui ont été étudiés dans le lac Ontario. Au Canada, le lac Ontario est le lac qui reçoit le plus important volume de substances toxiques persistantes par le ruisssellement urbain (Marsalek et Schroeter, 1984). Les principaux centres industriels sont Toronto, Hamilton et Rochester, Kingston ainsi que Oswego constituant d'autres ports importants. Sept secteurs, dont quatre au Canada, en plus de la rivière Niagara, ont été désignés «secteurs préoccupants» par la Commission mixte internationale.

2.7.1 L'eau et les matières solides en suspension

Dans l'eau du lac Ontario, les concentrations de métaux (tableau 15) sont inférieures à ce qu'elles sont dans les lacs Érié et Michigan, mais supérieures à ces concentrations dans les lacs Huron et Supérieur (Rossmann et Barres, 1988). Les concentrations de plomb dans les eaux du lac Ontario sont faibles et uniformes, bien qu'il existe une petite zone aux concentrations plus élevées à l'extrémité occidentale du lac (Schmidt et Andren, 1984; Neilson, 1983). Le lac Ontario renferme significativement moins de plomb total et de plomb dissous que le lac Érié et significativement moins de plomb dissous que le lac Michigan (Rossmann et Barres, 1988). Les concentrations de mercure dans l'eau du lac Ontario sont faibles (tableau 15). Les concentrations de mercure total dans le lac Ontario étaient significativement inférieures à celles des lacs Érié et Michigan, alors que les concentrations de mercure dissous étaient significativement inférieures à

celles du lac Michigan (Rossmann et Barres, 1988). À la fin des années 1960, le lac Ontario était le Grand Lac présentant les concentrations d'arsenic les plus élevées, une valeur maximale de 1 200 ppt ayant été relevée (Traversy *et al.*, 1975) (tableau 15). Les concentrations d'arsenic dans la phase aqueuse représentaient au moins 60 % de la concentration totale (Rossmann et Barres, 1988).

L'utilisation du DDT a été réduite au début des années 1970, mais il en pénètre encore dans le lac par l'atmosphère en raison de l'utilisation dans la région du dicofol, qui renferme des traces de DDT et de ses métabolites, ainsi que sous forme d'un produit photolytique du méthoxychlore, qui est encore utilisé dans le bassin des Grands Lacs (Biberhofer et Stevens, 1987). En 1981, McCrea *et al.* (1985) n'ont trouvé du p,p'-DDE qu'exclusivement dans la phase aqueuse, et sa concentration moyenne était tout juste inférieure à 0,04 ppt. En 1986, la concentration moyenne de p,p'-DDE dans le lac Ontario (tableau 15) était la même que dans le lac Érié et s'établissait environ au double de celle dans le lac Huron.

En 1981, les concentrations de dieldrine dans le lac Ontario se retrouvaient à 100 % dans la phase aqueuse et elles étaient tout juste inférieures à 0,04 ppt (McCrea *et al.*, 1985). En 1983, Biberhofer et Stevens (1987) ont signalé que les concentrations les plus élevées de dieldrine étaient relevées au milieu du lac plutôt qu'aux stations littorales. La concentration moyenne de dieldrine en 1986 était similaire aux concentrations moyennes dans les lacs Érié, Huron et Supérieur, ce qui indiquait que l'apport est historique, qu'il provienne de l'atmosphère ou de la remise en suspension de sédiments contaminés (Stevens et Neilson, sous presse). En 1981, McCrea *et al.* (1985) ont constaté que l'alpha-BHC et le lindane étaient exclusivement présents dans la phase aqueuse et respectivement à des concentrations de 9 et de 8 ppt. En 1986, la concentration moyenne d'alpha-BHC était similaire à celle dans le lac Érié, mais inférieure aux concentrations moyennes dans les lacs Huron et Supérieur (figure 14). Les concentrations de lindane étaient similaires dans l'ensemble des lacs (Stevens et Neilson, sous presse). La concentration moyenne de HBC était en 1986 inférieure à celle dans le lac Érié et supérieure aux concentrations moyennes dans les lacs Huron et Supérieur (Stevens et Neilson, sous presse). Le mirex est extrêmement insoluble et n'avait pas été détecté dans la phase aqueuse en

1977, en 1981 et en 1983 (Strachan et Edwards, 1984; McCrea *et al.*, 1985; Biberhofer et Stevens, 1987), non plus que dans des échantillons d'eau non filtrée en 1986 (Stevens et Neilson, sous presse). La présence de mirex a été détectée en 1982 dans l'eau du port d'Oswego (Mudambi *et al.*, 1983) où les concentrations de ce produit dissous variaient d'inférieures au seuil de détection (0,005 ppt) à 0,130 ppt. Strachan et Eisenreich (1988) ont calculé une concentration de mirex de 0,060 ppt pour l'eau non filtrée du lac Ontario. La concentration moyenne de toxaphène était de 0,6 ppt dans le lac Ontario, soit la même que la concentration moyenne pour l'ensemble des Grands Lacs en 1981 (Sullivan et Armstrong, 1985). Strachan et Edwards (1984) ont signalé qu'il n'existe aucune donnée concernant les dioxines dans l'eau du lac Ontario. Strachan et Eisenreich (1988) ont utilisé une concentration de 3 ppt pour le B[a]P dans l'eau totale lors de leurs calculs de bilans massiques. En 1981, la concentration de BPC dans la phase aqueuse était de 0,5 ppt et plus dans le lac Ontario (McCrea *et al.*, 1985). La concentration totale en BPC se retrouvait à 91 % dans la phase aqueuse (McCrea *et al.*, 1985). En 1983, la concentration de BPC totaux la plus élevée (tableau 15) a été détectée près du port de Hamilton (Biberhofer et Stevens, 1987). Les concentrations de BPC dans les lacs Ontario et Érié étaient significativement plus élevées que celles dans les lacs Huron et Supérieur. Les endroits présentant des concentrations élevées de BPC en 1983 étaient la baie de la rivière Black (1,9 ppt) et le panache de la rivière Niagara (1,1 ppt) (Biberhofer et Stevens, 1987). En 1986, la partie centrale du lac présentait des concentrations de BPC de 1,5 à 2,5 ppt, et ces concentrations étaient plus élevées que celles relevées plus près des rives septentrionale et méridionale (Stevens et Neilson, sous presse). En 1986, les concentrations de chlorobenzènes étaient plus élevées dans le lac Ontario que dans les autres Grands Lacs. Il existait en particulier des différences majeures entre les concentrations de di-, de tri- et de tétrachlorobenzène dans l'eau du lac Érié à son entrée dans la rivière Niagara et ces mêmes concentrations dans l'eau du lac Ontario à l'est de l'embouchure de la rivière Niagara et plus loin à l'est (figure 14) (Stevens et Neilson, sous presse).

L'existence d'une couche néphéloïde étendue a été signalée dans le lac Ontario (Sandilands et Mudroch, 1983) à des profondeurs supérieures à 60 m. Oliver et Charlton (1984) ainsi qu'Oliver *et al.* (1987) ont mentionné

qu'il y a remise en suspension, surtout pendant les mois d'hiver. À ce moment de l'année, l'eau n'est pas stratifiée dans le lac Ontario, et de fréquentes et violentes tempêtes peuvent influencer l'eau du lac en profondeur. Oliver et Charlton (1984) ont constaté que, considérant la quantité de matière particulaire disponible, le taux d'adsorption était faible comparativement aux coefficients théoriques de partage, et que les concentrations de produits chimiques organiques étaient généralement plus élevées dans les sédiments en suspension à de plus grandes profondeurs, ce qui indique qu'il y a remise en suspension de sédiments superficiels du fond. En 1981, Sandilands et Mudroch (1983) constataient que les concentrations de plomb dans la matière particulaire en suspension étaient similaires aux concentrations dans la couche superficielle des sédiments de fond aux mêmes emplacements.

Les données concernant les concentrations de métaux dans la matière particulaire sont présentées au tableau 15. En 1978 et en 1985, la plus grande partie du plomb présent dans l'eau du lac Ontario (approximativement les deux tiers) se trouvait dans la fraction particulaire (Nriagu *et al.*, 1980; Rossmann et Barres, 1988). En 1981, Sandilands et Mudroch (1983) constataient que les concentrations de mercure dans la matière particulaire en suspension étaient inférieures aux concentrations dans les sédiments de surface aux mêmes emplacements. Nriagu *et al.* (1980) signalaient des concentrations de cadmium plus élevées dans l'eau près des rives que dans l'eau au large. Lorsqu'on a comparé les concentrations de métaux dans chacun des Grands Lacs (Rossmann et Barres, 1988), on a constaté que les concentrations de cadmium dans la matière particulaire étaient significativement plus élevées dans le lac Ontario qu'elles ne l'étaient dans les lacs Supérieur, Michigan, et Huron. En général, la concentration de cadmium dans la matière particulaire diminue d'ouest en est dans le lac Ontario en raison de la sédimentation (Lum, 1987). En 1981, Sandilands et Mudroch (1983) ont remarqué que les concentrations d'arsenic dans les matières en suspension étaient inférieures aux concentrations dans les sédiments de surface aux mêmes emplacements.

En 1981, la totalité du p,p'-DDT, 60 % du p,p'-DDE et la totalité de la dieldrine se trouvaient dans la phase aqueuse dans le lac Ontario (McCrea *et al.*, 1985). Parmi tous les chlorobenzènes, le HCB est celui qui présente

la plus forte tendance à s'associer aux sédiments en suspension et la plus grande partie du HCB du lac Ontario se trouve dans les sédiments de fond (Oliver, 1984). Lorsque du mirex a été trouvé dans le lac Ontario, il était presque exclusivement dans la phase particulaire (McCrea *et al.*, 1985). Dans l'eau de surface du lac Ontario, 91 % des BPC sont présents sous forme dissoute (McCrea *et al.*, 1985). Les concentrations de toxaphène et de B[a]P dans le lac Ontario ont été calculées par Strachan et Eisenreich (1988). Aucun renseignement n'a été trouvé concernant les dioxines et les furanes dans la phase particulaire. McCrea *et al.* (1985) ont signalé que l'alpha-BHC et le lindane se trouvaient presque exclusivement dans la phase aqueuse.

2.7.2 Les sédiments de fond

Il existe dans le lac Ontario quatre bassins sédimentaires nommés, d'ouest en est, Niagara, Mississauga, Rochester et Kingston. La source majeure de sédiments en suspension dans le lac est la rivière Niagara. À l'embouchure de la rivière, il y a sédimentation au large de la barre Niagara.

Les concentrations de produits chimiques toxiques dans les sédiments de fond du lac Ontario sont résumées au tableau 16. Les concentrations de fond en plomb sont de 18 à 32 ppm dans les sédiments de fond du lac Ontario (Mudroch *et al.*, 1985). En 1968, les sédiments de surface ont été enrichis en plomb par un facteur approximatif de 6 par rapport aux concentrations de fond (Thomas et Mudroch (1979). Des concentrations élevées, supérieures à 150 ppm, sont conformes aux limites des bassins sédimentaires, ce qui indique des sources diffuses plutôt que ponctuelles (Thomas *et al.*, 1988). Les concentrations de plomb dans les sédiments de fond des bassins sédimentaires du lac Ontario étaient significativement supérieures à celles des bassins des lacs Huron et Supérieur, et plus élevées que celles du lac Érié (Hodson *et al.*, 1984). Dans le cadre d'un examen des données de 1974 à 1984, Mudroch *et al.* (1988) ont calculé que les intervalles des concentrations de plomb signalées pour les zones sédimentaires des lacs Ontario et Érié étaient presque identiques. De plus, ces intervalles englobaient entièrement ceux observés pour les lacs Huron, Michigan et Supérieur (et présentaient des valeurs maximales beaucoup plus élevées que celles observées pour ces lacs). Ils ont toutefois noté que la comparaison des concentrations devait être effectuée avec prudence parce que différentes

méthodes d'échantillonnage ont été utilisées. Les concentrations de fond de mercure dans les sédiments des zones sédimentaires du lac Ontario varient de 30 à 90 ppb (CMI, 1987b). Dans les bassins Niagara et Rochester, les concentrations de fond s'élèvent à plus du double de celles dans le bassin Mississauga (CMI, 1987b). La source majeure de mercure anthropique dans le lac Ontario est la rivière Niagara (Thomas, 1972). En raison des effets des courants du lac sur le panache de la rivière Niagara, les concentrations les plus élevées de mercure ont été relevées dans les sédiments le long de la rive méridionale et dans le secteur au nord-ouest de l'embouchure de la rivière (figure 3). Eadie *et al.* (1983) ont suggéré que, en plus de la rivière Niagara, des sources locales importantes de mercure pourraient également être en cause. Les concentrations de fond de cadmium dans le lac Ontario sont de 0,9 à 3,7 ppm (Mudroch *et al.*, 1985). Il y a eu un accroissement des concentrations de cadmium dans les sédiments de fond. En 1968, il existait, dans les zones sédimentaires comme dans les zones non sédimentaires, plusieurs secteurs où les concentrations de cadmium dans les sédiments dépassaient 6 ppm (Thomas et Mudroch, 1979). En 1970 et en 1971, les concentrations de cadmium augmentaient encore dans les sédiments des bassins sédimentaires (Kemp et Thomas, 1976a). De tous les Grands Lacs, c'est le lac Ontario qui présente les concentrations de cadmium les plus élevées dans les sédiments (Lum, 1987), et elles y sont approximativement deux fois plus élevées que dans les lacs Michigan et Érié. En général, les concentrations de cadmium sont plus élevées dans les zones non sédimentaires et les indentations du rivage (concentrations maximales respectivement de 18,6, 20,6 et 22,0 ppm) que dans les zones sédimentaires (concentration maximale de 6,2 ppm) (Mudroch *et al.*, 1985). Des données sur les concentrations de fond en arsenic ne sont pas disponibles pour le lac Ontario. Mudroch *et al.* (1985) ont signalé que les concentrations dans les sédiments de surface des zones sédimentaires et non sédimentaires, de la fin des années 1960 au début des années 1980, s'établissaient respectivement de 0,2 à 17,0 ppm et de 0,2 à 24,0 ppm.

En 1968, Frank *et al.* (1979a) ont trouvé du DDT total et de la dieldrine principalement dans les sédiments superficiels du fond des bassins sédimentaires du lac (tableau 16). En 1981, les concentrations les plus élevées de DDT étaient relevées dans les sédiments de fond le long de la rive

occidentale du bassin Kingston (Stevens, 1987). En 1980, Oliver et Nicol (1982) ont signalé des concentrations de chlorobenzènes beaucoup plus élevées dans les sédiments du lac Ontario (tableau 16) que dans ceux des lacs Supérieur, Huron et Érié (de 10 à 38 ppb). De plus, les concentrations de chlorobenzènes plus chlorés, associés à l'activité industrielle, étaient plus courantes dans le lac Ontario que dans les autres lacs. Dans le cadre d'un relevé des sédiments superficiels effectué en 1981, Oliver *et al.* (1987) ont obtenu des concentrations moyennes de HCB respectivement de 110, 130, 100 et 14 ppb pour les bassins Niagara, Mississauga, Rochester et Kingston. En 1968, Holdrinet *et al.* (1978) ont observé des zones où les concentrations de mirex étaient supérieures à 10 ppb s'étendant depuis les rivières Niagara et Oswego (figure 15). La concentration moyenne de mirex dans les sédiments superficiels était de 7,5 ppb en 1968 (Holdrinet *et al.*, 1978). En 1977, de grandes étendues du lac présentaient des concentrations de mirex dépassant les 20 ppb (Thomas *et al.*, 1988). D'après un nombre moins élevé d'échantillons provenant des bassins sédimentaires, la concentration moyenne était de 33 ppb en 1981 (Oliver *et al.*, 1987). Pickett et Dossett (1979) avaient prédit qu'en 1989 les concentrations les plus élevées de mirex se retrouveraient dans deux panaches, soit à l'embouchure de la rivière Niagara et le long de la rive méridionale près de l'embouchure de la rivière Oswego. Eadie *et al.* (1983) avaient prédit que le panache se déplacerait de la rive méridionale à la rive sud-est puis aux bassins Niagara et Rochester. Les prévisions d'Eadie *et al.* (1983) correspondent mieux avec les résultats signalés par Oliver *et al.* (1987), qui ont rapporté qu'en 1981 le mirex devenait plus uniformément réparti entre les bassins sédimentaires. Aucune donnée concernant les concentrations de toxaphène n'a été signalée pour les sédiments du lac Ontario (Strachan et Edwards, 1984). Onuska *et al.* (1983) ont calculé que les HAP introduits dans le lac par la rivière Niagara se déplaçaient généralement vers l'est.

Dans les sédiments du lac Ontario, les profils pour les congénères des PCDD et des PCDF étaient différents de ceux observés dans les autres Grands Lacs en raison de la concentration élevée d'OCDF (Czuczwa et Hites, 1986). La présence d'OCDF indique l'existence d'une source locale qui pourrait résulter de la production de HCB et de pentachlorophénol (PCP). Du HCDF, du HpCDF, de l'OCDF et du 2,3,7,8-TCDD ont tous été détectés, dans

les sédiments au large de l'embouchure de la rivière Niagara au début des années 1980 (Onuska *et al.*, 1983; Kaminsky *et al.*,1983). La concentration maximale de 2,3,7,8-TCDD dans les sédiments de fond était de 13 ppt (Onuska *et al.*, 1983).

En 1968, la concentration moyenne de BPC était généralement plus élevée dans les bassins sédimentaires (85 ppb) que dans les bassins non sédimentaires (28 ppb). La concentration moyenne pour l'ensemble du lac s'élevait à 58 ppb (n = 216). Un panache où la concentration de BPC était supérieure à 200 ppb s'étendait depuis l'embouchure de la rivière Niagara. Des panaches mineurs révélaient l'existence d'autres sources locales le long des rives septentrionale et méridionale (Frank *et al.*, 1979a; Thomas et Frank, 1983) (figure 4). Les concentrations moyennes de BPC en 1981 (Oliver *et al.*, 1987) étaient considérablement plus élevées (570 ppb) qu'en 1968 (58 ppb), ce qui est probablement attribuable à des méthodes améliorées d'extraction et d'analyse.

En 1970 et en 1971, des carottes de sédiments présentaient en surface des enrichissements anthropiques en mercure, en plomb, en zinc, en cadmium et en cuivre à chacune des cinq stations du lac Ontario (Kemp et Thomas, 1976a). En 1981, deux carottes prélevées à l'extrémité orientale du lac présentaient les concentrations maximales de mercure (figure 16) et de plomb sous la surface. Toutefois, les concentrations en surface (de 120 à 150 ppm) étaient encore considérablement plus élevées que les concentrations de fond (Eadie *et al.*, 1983). Les carottes indiquaient que le flux moyen de plomb dans le lac Ontario avait augmenté de 680 % depuis le début des années 1800 jusqu'à l'époque de la plus grande utilisation du plomb au milieu des années 1970 (Eadie *et al.*, 1983). Les concentrations de plomb étaient encore élevées dans les sédiments de surface au début des années 1980, soit de 100 à 200 ppm, près de l'embouchure de la rivière Niagara (Mudroch, 1983). Les changements dans le cas des concentrations de mercure sont les plus saisissants parmi tous les métaux (Mudroch, 1983; Mudroch *et al.*, 1988). Dans une carotte prélevée en 1970, il a été observé que la contamination par le mercure avait augmenté rapidement entre le début du siècle et le début des années 1940. Les concentrations ont ensuite augmenté à un taux moindre jusqu'en 1970 alors qu'elles étaient de l'ordre de 1 à 1,5 ppm (Thomas, 1972). Un accroissement semblable a été observé dans les carottes prélevées en 1970

et 1971 dans les bassins sédimentaires. Des concentrations de surface plus élevées que dans le bassin Mississauga ont été signalées dans les bassins Niagara et Rochester. Pour les trois bassins, l'intervalle des concentrations de surface s'étalait de 2,6 à 3,9 ppm (Kemp *et al.*, 1974). Des carottes prélevées en 1981 aux deux extrémités du lac indiquaient une inversion de cette tendance (Eadie *et al.*, 1983; Mudroch, 1983) (figure 16). Tout près de l'embouchure de la rivière Niagara, les concentrations maximales de mercure sous la surface variaient de 4 à 7 ppm. Les concentrations en surface étaient approximativement de 1 ppm. Les intervalles étaient légèrement inférieurs dans les carottes prélevées à l'est. À cet endroit, les concentrations de mercure dans les sédiments de surface sont maintenant inférieures à celles relevées dans les sédiments superficiels plus loin dans le lac, alors qu'elles y étaient auparavant les plus élevées. Les sédiments plus contaminés sont encore à des profondeurs de mélange par les organismes benthiques, tandis que les concentrations autrefois maximales près de l'embouchure de la rivière Niagara se situent maintenant à une plus grande profondeur (Allan, 1986).

En 1976, les carottes indiquaient les concentrations maximales de DDT total dans les sédiments de surface. Le DDT apparut pour le première fois dans les sédiments vers la fin des années 1950 (Frank *et al.*, 1979a). Dans une carotte prélevée en 1982, il a été observé que les concentrations maximales de DDT total remontaient de la fin des années 1950 au début des années 1960, ce qui concorde avec les configurations de l'utilisation (Oliver *et al.*, 1987). La carotte prélevée par Oliver et Nicol (1982) montrait que les concentrations de chlorobenzènes dans les sédiments avaient commencé à augmenter au début des années 1940, et qu'elles avaient commencé à diminuer vers la fin des années 1960 (figure 16). Cela correspond à l'utilisation des chlorobenzènes pour la production des phénols. Il n'y avait que peu ou pas de variation des proportions des divers chlorobenzènes le long de cette carotte. Les carottes analysées par Onuska *et al.* (1983) indiquaient également que la charge de la rivière Niagara en chlorobenzènes pouvait avoir diminué pendant les années 1970. Les concentrations de HCBD et d'OCS ont également atteint des valeurs maximales (respectivement de 160 ppb et 550 ppb) pendant les années 1960 et 1970. Les concentrations de HCBD étaient faibles avant la fin des années 1950 et après le début des années 1970, mais elles étaient élevées pendant les années 1960 (Durham et Oliver, 1983).

Les analyses de carottes de sédiments reflétaient la production du mirex dans la région de la rivière Niagara (Durham et Oliver, 1983; Eadie *et al.*, 1983) (figure 16). Puisque les concentrations ont continué à augmenter et à toucher des zones plus étendues après que la production eut cessé (en 1976), une remobilisation de sédiments contaminés de la rivière Niagara a été soupçonnée (Thomas *et al.*, 1988). Durham et Oliver (1983) ont relevé les concentrations les plus élevées de BPC dans les sédiments à des profondeurs correspondant au début des années 1960 (figure 16). Des carottes de sédiments présentaient des concentrations de HAP jusqu'à 100 fois supérieures en surface à celles mesurées dans les couches plus profondes, ce qui indique des apports considérables vers la fin des années 1970.

2.8 FLEUVE SAINT-LAURENT

Le fleuve Saint-Laurent draine le lac Ontario et les Grands Lacs dans l'océan Atlantique. Son débit est approximativement de 7 700 m^3/s. La concentration moyenne de matières en suspension dans ce cours d'eau à sa source dans le lac Ontario est de 1,3 mg/L (moyenne des données pour quatre ans). La partie internationale du fleuve, englobée dans l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs, s'étend du lac Ontario à la province de Québec et exclut ainsi le lac Saint-François. Des installations industrielles majeures, dont une importante fonderie, une usine de fabrication d'automobiles et deux grandes alumineries, sont situées sur les rives canadienne et américaine du fleuve juste en amont du Québec. Dans la région de Cornwall, une usine de chlore et de soude caustique a déversé du mercure, ce qui a produit des concentrations élevées de mercure dans les sédiments de fond en aval de celle-ci. Une usine de plomb tétraéthyle située près de Maitland a constitué une source de composés alkylés du plomb dans le fleuve.

2.8.1 L'eau et les matières solides en suspension

En 1977, les concentrations moyennes des différents métaux examinées dans le présent rapport étaient les suivantes entre Kingston et Cornwall : plomb, de 0,50 à 1,01 ppb; mercure, de ND à 0,004 ppb; cadmium, inférieure au seuil de détection; arsenic, de 0,55 à 0,73 ppb (Chan, 1980). Ces résultats étaient basés sur des échantillons d'eau non filtrée.

Entre 1977 et 1983, les produits chimiques organiques ont été dosés sur une base routinière dans des échantillons d'eau du fleuve Saint-Laurent à sa sortie du lac Ontario (Sylvestre *et al.*, 1987). Les concentrations inférieures au seuil de détection ont été considérées égales à ce dernier pour le calcul des moyennes. Entre 1977 et 1983, la concentration moyenne de plomb était de 1,2 ppb (n = 341). Aucune donnée n'était fournie pour le mercure, le cadmium et l'arsenic. Entre 1979 et 1982, des échantillons d'eau filtrée prélevés à Cornwall-Massena présentaient des concentrations de mercure inférieures à 0,2 ppb. Lum et Kaiser (1986) ont signalé des concentrations de cadmium dissous de 3 à 23 ppt (moyenne = 10 ppt; n = 11).

En 1977, la présence de lindane et d'alpha-BHC a été détectée dans le fleuve Saint-Laurent entre Kingston et Cornwall respectivement à des concentrations de 3 à 7 ppt et de 3 à 8 ppt (Chan, 1980). En 1982, on a commencé à doser sur une base régulière des produits chimiques organiques toxiques dans l'eau et les sédiments en suspension recueillis à la source du fleuve près de l'île Wolfe (Sylvestre, 1987). Les produits chimiques analysés étaient les BPC, les HAP, les chlorobenzènes et les pesticides organochlorés. Seulement 3 des 18 pesticides organochlorés dosés ont été détectés dans plus de 40 % des échantillons d'eau non filtrée recueillis. De 1982 à 1984 les concentrations moyennes étaient les suivantes : alpha-BHC, 5,8 ppt; lindane, 1,0 ppt; dieldrine, 0,4 ppt (Sylvestre, 1987). Les résultats de la détection dans moins de 40 % des échantillons n'ont pas été considérés significatifs pour le calcul des moyennes à l'aide des seuils de détection comme concentrations les plus faibles. Lorsque des volumes d'eau plus importants (200 L plutôt que 2 L) ont été extraits en 1983, les seuils de détection abaissés ont permis la détection d'autres produits chimiques. Les résultats obtenus dans le cadre de cette étude de 1983 étaient les suivants : alpha-BHC 4,8 ppt; lindane, 1,2 ppt; dieldrine, 0,54 ppt (résultats tous similaires à ceux mentionnés précédemment); DDT, 0,17 ppt; BPC totaux, 0,43 ppt. Les concentrations de mirex restaient inférieures au seuil de détection. La concentration de p,p'-DDT était de 0,065 ppt dans la phase aqueuse et de 0,02 ppt dans les matières en suspension, alors que les BPC étaient présents en concentrations de 2,0 ppt dans la phase aqueuse et de moins de 0,1 ppt dans les matières en suspension. En 1977, des BPC ont été détectés dans l'eau à l'embouchure de la rivière Grass à des concentrations de

60 et de 180 ppt. Entre 1979 et 1982, des concentrations de BPC variant de 20 à 70 ppt dans l'eau, et atteignant 660 ppb dans les matières en suspension, ont été mesurées à l'embouchure de la rivière Grass (MEO, 1988a).

Lum et Kaiser (1986) ont signalé des concentrations de cadmium dans la matière particulaire de 1,0 à 3,8 ppm (moyenne = 2,1 ppm; n = 12) pour 1985. Entre Cornwall et Massena, les concentrations de mercure atteignaient 2,4 ppt dans les matières en suspension de 1979 à 1982. Entre Kingston et Cornwall, Merriman (1987) signalait les intervalles de concentrations suivants dans les matières en suspension pour 1981 : alpha-BHC, de moins 1 à 2 ppb; lindane, moins 1 ppb; dieldrine, de moins 1 à 14 ppb; p,p'DDT, de moins 1 à 16 ppb; p,p'DDE, de 7 à 18 ppb; DDT total, de 11 à 34 ppb; mirex, de moins 1 à 6 ppb; HCB, de 1 à 27 ppb; chlorobenzènes totaux, de 30 à 126 ppb. Les répartitions spatiales du DDT total, des BPC totaux et du mirex sont présentées à la figure 17. Entre 1982 et 1984, les concentrations de lindane était inférieures au seuil de détection de 4 ppb, alors que l'alpha-BHC et la dieldrine étaient détectés dans plus de 40 % des échantillons de matières en suspension recueillis à l'île Wolfe, respectivement à des concentrations moyennes de 6 ppb et de 9 ppb (Sylvestre, 1987). Des BPC ont été détectés dans 93 % des échantillons, et leur concentration moyenne était de 162 ppb. Le DDT total se retrouvait dans 90 % des échantillons à une concentration moyenne de 18 ppb. Le mirex était présent dans 33 % des échantillons, et sa concentration variait d'inférieure au seuil de détection de 4 ppb à un maximum de 27 ppb. Il était impossible de calculer une moyenne raisonnable pour le mirex puisqu'il n'était présent que dans 33 % des échantillons, toutefois la moyenne des concentrations supérieures au seuil de détection était de 9,8 ppb (n = 26). En 1981, l'intervalle des concentrations de mirex s'étalait de sous le seuil de détection à 6 ppb (figure 17). Certains congénères de chlorobenzènes étaient présents dans plus de 50 % des échantillons de matières en suspension. Les concentrations moyennes, avec les valeurs maximales indiquées entre parenthèses, étaient les suivantes : 1,2,4-tri, 32 ppb (131); 1,2,3,4-tétra, 14 ppb (95); penta, 11 ppb (56); hexachlorobenzène, 13 ppb (54) (Sylvestre, 1987). La plupart des HAP restaient non détectés dans les matières en suspension à un seuil de détection de 50 ppb. Les rares exceptions pouvaient résulter d'interférences lors des analyses.

2.8.2 Les sédiments de fond

En 1975, Kuntz (1988a) a recueilli des sédiments de fond entre Kingston et Cornwall ainsi qu'entre Cape Vincent et Massena, des côtés canadien et américain du fleuve Saint-Laurent. Les concentrations de plomb variaient de sous le seuil de détection de 50 à 190 ppm. Les concentrations de mercure étaient habituellement bien inférieures à 0,3 ppm, sauf à un emplacement juste en aval de Cornwall où elles atteignaient 4,9 ppm. Les concentrations de cadmium étaient généralement inférieures au seuil de détection de 10 ppm. Des 56 échantillons recueillis, 5 présentaient des concentrations de cadmium supérieures au seuil de détection, et la concentration maximale de cadmium était de 14 ppm. Elle a été relevée à un emplacement juste en aval de la rivière Grass. Les concentrations d'arsenic atteignaient jusqu'à 7,6 ppm du côté canadien et 8,0 ppm du côté américain du cours d'eau.

En 1975, la présence de p,p'-DDT n'a été détectée dans aucun des 57 échantillons analysés (Kuntz, 1988a). Dans le cas du p,p'-TDE, plusieurs concentrations supérieures au seuil de détection, de l'ordre de 3 à 11 ppb, ont été relevées dans le secteur Gananoque-Rockport. Les concentrations de p,p'-DDE étaient habituellement inférieures au seuil de détection de 1 ppb, et la concentration maximale relevée était de 90 ppb. En 1981, la concentration la plus élevée pour le DDT total, qui était de 56 ppb, a été relevée juste au large de Kingston (Merriman, 1987) (figure 17). La concentration maximale de HCB décelée en 1981 pour les sept emplacements d'échantillonnage (Merriman, 1987) était de 13 ppb et a été relevée dans la zone de rejet des installations de la Dupont près de Maitland (MEO, 1988b). Le relevé des sédiments de fond effectué en 1975 n'a permis de détecter la présence de mirex dans aucun des échantillons à un seuil de détection de 1 ppb (Kuntz, 1988a). En 1981, Merriman (1987) n'a détecté la présence de mirex qu'à un seul emplacement, près de Kingston, où la concentration était de 9 ppb.

En 1975, Kuntz (1988a) a relevé des concentrations de BPC supérieures à 50 ppb à 10 des 57 stations. La concentration la plus élevée était de 1,5 ppm et a été relevée en aval de la rivière Grass. En 1981, la concentration la plus élevée de BPC dans les sédiments de fond était de 8,74 ppm (Merriman, 1987). Les concentrations de chlorobenzènes totaux dans les sédiments de fond étaient faibles, soit de 8 à 9 ppb (Merriman, 1987), et la concentration maximale s'établissait à 50 ppb.

3. CONCLUSIONS

D'après une évaluation de l'ensemble des concentrations de contaminants dans le milieu aquatique non abiotique, les Grands Lacs les plus contaminés par les produits chimiques sont les lacs Ontario, Michigan et Érié. Le lac Supérieur est le moins contaminé. Le lac Huron est relativement peu contaminé, sauf en certains endroits déterminés. En général, les concentrations de produits chimiques toxiques diminuent dans les Grands Lacs. Toutefois, les concentrations de certains produits chimiques continuent d'augmenter, en particulier dans le corridor des rivières St. Clair et Detroit et dans la rivière Niagara.

On relève des concentrations plus élevées de contaminants dans les zones littorales ainsi que dans les sédiments des bassins sédimentaires, des ports et des deltas. Dans les voies interlacustres, les concentrations de contaminants sont habituellement plus élevées le long des rives en aval des sources. On observe aussi des configurations particulières dans chacun des lacs et des voies interlacustres. Il a été constaté que les concentrations de composés chimiques organiques dans le lac Supérieur étaient plus élevées dans la partie septentrionale du lac que dans sa partie méridionale. Des concentrations élevées de plomb, de mercure et de cadmium ont été signalées dans certaines des baies et dans certains des ports. Toutes les concentrations de métaux signalées par Rossmann dans le lac Supérieur étaient inférieures aux objectifs de l'ARQECL. Les concentrations les plus élevées de produits chimiques toxiques dans la rivière St. Marys étaient généralement relevées le long de la rive canadienne. Dans le lac Michigan, les concentrations de produits chimiques organiques toxiques sont habituellement plus élevées dans la partie méridionale du lac et dans la baie Green. Les concentrations de BPC sont les plus élevées dans les sédiments de la partie sud-ouest du lac. Les baies Saginaw et Georgienne constituent les principales sources de produits chimiques toxiques dans le lac Huron. Dans la rivière St. Clair, les concentrations élevées de produits chimiques toxiques sont principalement confinées à une bande d'une largeur de 100 mètres le long de la rive ontarienne, près de la zone occupée par l'industrie chimique à Sarnia; c'est notamment le cas pour les BPC, les hydrocarbures volatils, le plomb et le mercure. Les déversements constituent un problème important. Des accroissements des concentrations dans l'eau ou les sédiments, ou les deux, ont été signalés le long de ce cours d'eau pour le plomb, le mercure, le HCB, le HCBD, l'OCS et les HAP. Des concentrations

supérieures à celles des objectifs de l'ARQEGL ont été relevées pour le plomb, le HCB et le HCBD, et supérieures à celles des recommandations concernant les déblais de dragage pour l'OCS, les HAP et les BPC. Dans le lac Sainte-Claire, les concentrations les plus élevées de BPC ont été signalées du côté ouest du lac. Des concentrations élevées de contaminants ont été relevées dans le bassin sédimentaire central et à l'émissaire. Dans la rivière Detroit, la majorité des sources se trouvent le long de la rive américaine et le long de la rivière Rouge. Les produits chimiques pour lesquels des augmentations des concentrations sont signalées dans l'eau ou les sédiments, ou les deux, le long de la rivière sont le cadmium, les BPC, les chlorobenzènes, la dieldrine, le lindane, les halocarbones volatils industriels et les HAP. Des concentrations supérieures à celles des recommandations concernant le dragage ont été signalées pour le plomb, le mercure, le cadmium, l'arsenic, les BPC, les HAP, l'alpha-BHC et le lindane. Le bassin occidental du lac Érié est le plus contaminé par les produits chimiques toxiques, principalement en raison des apports de la rivière Detroit; par exemple, on a pu y retrouver les BPC et les halocarbones industriels dans l'eau, les BPC, le HCB, le HCBD et les HAP dans les sédiments, ainsi que le DDT et ses métabolites, le mercure et le cadmium dans les sédiments pendant les années 1970. Les principales sources de produits chimiques toxiques dans la rivière Niagara sont situées le long de la rive américaine. Les concentrations d'un grand nombre de contaminants sont plus élevées dans l'eau et dans les sédiments du chenal Tonawanda que dans ceux du chenal Chippawa. Puisqu'il y a mélange considérable aux chutes Niagara, aucun panache ne se forme à cet endroit. À la fin des années 1970 et dans les années 1980, des accroissements des concentrations de BPC, d'alpha-BHC, de lindane, de chlorobenzènes (incluant parfois le HCB), de HCBD, de mirex, de p,p'-DDE, de mercure, de cadmium, d'arsenic, de HAP et de B[a]P ont été observés le long de la rivière. Des sources de dioxines et de furanes ont également été relevées. Les concentrations de mercure, d'arsenic, de BPC, de mirex, de HCB et de HCBD sont de beaucoup inférieures dans les sédiments du lac Érié à ce qu'elles sont dans ceux du lac Ontario. Les concentrations de DDT et de ses métabolites ont diminué récemment entre Fort Erie et Niagara-on-the-Lake. La rivière Niagara a historiquement constitué la principale source de produits chimiques toxiques pour le lac Ontario. Ces produits chimiques se rassemblent initialement dans les sédiments suivant une configuration qui reflète la circulation dans le lac,

pour éventuellement atteindre les bassins sédimentaires. La présence de 2,3,7,8-TCDD, avec d'autres dioxines et furanes, a été détectée dans les sédiments au large de l'embouchure de la rivière Niagara.

Certaines variations des concentrations de contaminants en fonction du temps ont été déterminées pour chacun des lacs et des voies qui les relient. Dans le lac Supérieur, les concentrations historiques de plomb, de mercure et de cadmium ne pouvaient être utilisées pour déterminer des tendances dans l'eau. Les concentrations d'arsenic dans l'eau non filtrée ont diminué depuis les années 1970. Il y a eu une diminution saisissante des concentrations de BPC dans l'eau et les sédiments du lac Supérieur depuis le début ou le milieu des années 1970. Le facteur d'enrichissement anthropique dans les sédiments est plus élevé pour le plomb que pour le mercure, le cadmium et l'arsenic. Les concentrations de plomb et de mercure diminuent maintenant dans les sédiments de surface. Les concentrations historiques de plomb, de mercure et de cadmium ne pouvaient être utilisées pour dégager des tendances dans l'eau du lac Michigan. Les concentrations d'arsenic dans l'eau non filtrée ont diminué depuis les années 1970. Les concentrations de plomb ont diminué dans les sédiments par rapport aux concentrations élevées des années 1950 et 1960. Des diminutions analogues des concentrations de cadmium sont observées par rapport aux concentrations maximales des années 1940 et 1960. Les concentrations de BPC ont accusé une diminution depuis les sommets qu'elles ont atteints dans les années 1960 et 1970. Dans le lac Huron, les concentrations historiques de mercure, de cadmium et d'arsenic n'ont pu être utilisées pour déterminer des tendances dans l'eau. Les concentrations de plomb dissous ont diminué dans le lac Huron. Il y a des indications selon lesquelles les concentrations de plomb, de cadmium et de DDT auraient diminué dans l'eau de la baie Saginaw depuis les années 1970. Dans des carottes prélevées avant 1980, il y avait enrichissement des sédiments de surface en plomb, en mercure, en cadmium et en arsenic. Dans la plupart des tronçons de la rivière St. Clair, les concentrations de mercure ont diminué dans les sédiments de fond, mais elles restent toutefois supérieures à la recommandation concernant les déblais de dragage. Les études de carottes ont également révélé de légères diminutions des concentrations de HCB, de HCBD et de HAP dans les sédiments. Dans le lac Sainte-Claire, les concentrations de BPC, de mercure et de DDT ont diminué dans les sédiments de fond après les interdits visant leur

utilisation au début des années 1970. Les concentrations de HCB et de HCBD dans les sédiments du lac Sainte-Claire restent en hausse ou ne présentent à tout le moins aucune diminution significative. En général, les concentrations de mercure ont diminué dans les sédiments de fond de la rivière Detroit, mais elles restent supérieures à la recommandation concernant les déblais de dragage. Dans le lac Érié, les données historiques concernant le plomb n'ont pu être utilisées pour établir les tendances des concentrations dans l'eau; toutefois, les concentrations de mercure, de cadmium et d'arsenic diminuent. Les concentrations de BPC pourraient être en baisse dans l'eau du lac Érié. Des carottes recueillies au début des années 1970 montraient des accroissements anthropiques des concentrations de plomb, de mercure et de BPC. Des carottes plus récentes révèlent des diminutions en surface des concentrations de plomb, d'arsenic, de DDT et de ses métabolites, de dioxines et de furanes. Les concentrations de BPC ne sont peut-être pas en baisse dans les sédiments. Pendant les années 1980, les apports de sources ponctuelles dans la rivière Niagara ont diminué de plus de 60 % des deux côtés de la rivière. En raison de modifications des méthodes d'échantillonnage, les échantillons d'eau prélevés au début des années 1980 ne peuvent être comparés à ceux prélevés au milieu des années 1980. Entre le milieu des années 1970 et les années 1980, les apports de plomb par la rivière Niagara dans le lac Ontario ont été réduits de moitié. Les concentrations maximales de mercure dans les sédiments du delta ont été relevées au début des années 1950. Vers la fin des années 1970, les concentrations de mercure étaient revenues à ce qu'elles avaient été avant les années 1940. De la fin des années 1960 au début des années 1980, les concentrations de mirex et de BPC dans les sédiments de surface du lac Ontario ont augmenté; toutefois, les améliorations des méthodes d'analyse et d'échantillonnage expliquent probablement ces augmentations parce que les analyses de carottes ne les confirment pas. Les analyses de carottes ont indiqué qu'il y a eu un enrichissement anthropique des sédiments de fond en plomb, en mercure, en cadmium, en DDT, en chlorobenzènes, en HCBD, en OCS, en mirex, en BPC et en HAP, mais les concentrations de ces produits sont maintenant en baisse ou atteignent des plateaux. Dans le fleuve Saint-Laurent, les concentrations de plomb et de mercure dans les sédiments ont diminué à la suite de la fermeture des industries qui les produisaient.

Les sources des produits chimiques toxiques et les caractéristiques

physiques des lacs et des voies agissent sur les concentrations relatives de contaminants dans chaque région. L'atmosphère est une source plus importante de la plupart des produits chimiques toxiques critiques pour les Grands Lacs d'amont que pour ceux d'aval; mentionnons à titre d'exemples les BPC, le DDT et le plomb. Les grandes superficies des Grands Lacs d'amont et de leurs bassins versants constituent des facteurs contributifs majeurs. À l'opposé, les Grands Lacs d'aval reçoivent des apports plus importants que les lacs d'amont par leurs principaux affluents ainsi que par les industries, les municipalités et l'agriculture. Les concentrations de contaminants, comme la dieldrine et le toxaphène, ont tendance à être similaires pour tous les Grands Lacs. Les principales sources de produits chimiques dans les Grands Lacs sont l'atmosphère ou la remise en suspension des sédiments, ou les deux. Les concentrations totales de matières en suspension les plus élevées sont, dans l'ordre, dans les lacs Érié, Ontario, Huron et Michigan puis dans le lac Supérieur. Les taux de sédimentation les plus élevés se retrouvent dans le lac Érié, suivi des lacs Ontario et Michigan, et en dernier, des lacs Huron et Supérieur. Des concentrations plus élevées de matières en suspension et des taux supérieurs de sédimentation réduisent la bioaccumulation des contaminants et accélèrent l'épuration naturelle des lacs. Les temps de séjour de l'eau dans le lac Michigan et le lac Supérieur sont longs, ce qui signifie que la plupart des produits chimiques introduits dans ces lacs ne passent pas rapidement vers l'aval.

Des variations considérables dans les concentrations de contaminants dans l'eau sont observées à l'échelle des Grands Lacs. Les concentrations totales de métaux dans l'eau sont les plus élevées dans le lac Michigan; viennent ensuite, dans l'ordre décroissant, les lacs Érié, Ontario, Huron et Supérieur. Les concentrations de métaux dans le lac Supérieur sont plus faibles que dans les autres lacs, à l'exception de la concentration d'arsenic dissous dans le lac Huron et de la concentration de cadmium dans la matière particulaire du lac Michigan. Les concentrations de métaux sont également uniformément inférieures dans le lac Huron à ce qu'elles sont dans les autres lacs. Vers le milieu des années 1970, les concentrations de BPC dans les matières en suspension dans la rivière Detroit étaient, avec celles dans la rivière Niagara, parmi les plus élevées du réseau des Grands Lacs. Vers le milieu des années 1980, le lac Ontario présentait des concentrations de produits chimiques organiques toxiques dans

l'eau non filtrée plus élevées que celles relevées dans les lacs Supérieur, Huron et Érié. Les concentrations moyennes de chlorobenzènes et de lindane dans le lac Ontario se classaient parmi les plus élevées. Les concentrations de BPC, de p,p'-DDE, de chlorobenzènes et d'alpha-BHC étaient plus élevées dans les lacs Ontario et Érié que dans les lacs Supérieur et Huron. Les concentrations de chlorobenzènes, de dieldrine et de BPC dans l'eau non filtrée étaient similaires dans les lacs Supérieur et Huron. La dieldrine, le lindane et le toxaphène étaient présents partout. Le mirex n'est généralement pas présent dans l'eau de la rivière Niagara et du port d'Oswego (lac Ontario).

Il existe également des variations des concentrations dans les sédiments. D'après le relevé des sédiments effectué à la fin des années 1960 et au début des années 1970, les concentrations de plomb, de mercure et de cadmium dans les lacs d'aval étaient plus élevées sur de plus grandes superficies du fond des lacs que ce n'était le cas dans les trois Grands Lacs d'amont. L'enrichissement en plomb dans le lac Supérieur est moindre que dans les autres Grands Lacs. L'information concernant les concentrations d'arsenic dans les Grands Lacs est rare. En 1980, les concentrations de HBC dans les sédiments étaient beaucoup plus élevées dans le lac Ontario qu'elles ne l'étaient dans les lacs Supérieur, Huron et Érié. Les concentrations de HAP dans les sédiments sont environ 10 fois inférieures dans le lac Supérieur à ce qu'elles sont dans les autres Grands Lacs, ce qui reflète son éloignement ainsi que le fait que l'atmosphère en constitue la principale source. Il y a eu une diminution récente des concentrations de B[a]P dans le lac Supérieur et la rivière St. Marys. Les concentrations de HAP dans les sédiments du lac Michigan sont élevées. La principale source de dioxines et de furanes dans les sédiments des Grands Lacs est la combustion, par les municipalités et les industries, de déchets contenant des composés organochlorés. Les produits les plus abondants sont l'OCDD et le HpCDF. Les concentrations les plus élevées d'OCDD ont été relevées dans le lac Ontario; venaient ensuite les lacs Érié, Michigan et Huron. Le lac Ontario présentait également des concentrations élevées d'OCDF, ce qui y indique l'existence d'une source locale.

Il est maintenant considéré que les concentrations élevées de métaux dans l'eau qui ont été signalées dans la documentation sont le fait d'échantillons qui ont été contaminés. L'utilisation de méthodes spéciales d'échantillonnage et l'analyse dans des laboratoires propres donnent lieu de croire actuellement

que les concentrations de plomb, de cadmium et d'autres métaux dissous sont de beaucoup inférieures (de l'ordre de faibles nombres de ppt) à ce qu'on les croyait antérieurement (de l'ordre de faibles nombres de ppb). De même, les récentes méthodes d'échantillonnage basées sur d'importants volumes d'eau ou des systèmes d'extraction à écoulement continu ont permis une détection fiable de produits chimiques organiques présents en concentrations extrêmement faibles (< 1 ppt) dans des échantillons d'eau. Les données historiques sur les concentrations de produits chimiques organiques dans l'eau renfermaient un grand nombre de concentrations non détectées ou de concentrations élevées, données qui doivent maintenant être interprétées avec prudence.

Les données concernant les concentrations de produits chimiques toxiques dans l'eau de chacun des Grands Lacs montrent que les contaminants diffèrent d'un lac à l'autre. Les données historiques indiquent que les concentrations tant des métaux que des composés chimiques organiques ont diminué avec le temps. Toutefois, cette conclusion doit être située dans le contexte des observations précédentes concernant la fiabilité des données. Si les concentrations enregistrées sont acceptées telles quelles, alors on peut dire qu'il y a eu des réductions saisissantes des concentrations de certains produits chimiques comme le plomb, le cadmium et les BPC dans certains lacs. Les diminutions des concentrations relevées au cours des quelques dernières années sont probablement plus réalistes. Les données les plus récentes obtenues pour les métaux et les composés chimiques organiques sont les plus fiables et montrent que les concentrations ambiantes sont de beaucoup inférieures à celles qui ont été mesurées dans le passé.

Les données sur les types de contaminants examinés dans les zones littorales sont rares. Il existe des données pour les voies entre les lacs, et les concentrations de produits chimiques dans l'eau de ces voies peuvent varier considérablement pendant de courts laps de temps. La même observation serait probablement vraie aux emplacements littoraux qui sont sous l'influence de tributaires ou de points de rejet d'effluents industriels et municipaux. Les données sur les zones littorales au Canada sont actuellement produites dans le cadre des Plans de mesures correctives (PMC) ainsi que dans le cadre de la Stratégie municipale et industrielle de dépollution (SMID) de l'Ontario. Il n'y a aucune relation simple entre les concentrations de contaminants dans l'eau brute et celles qui sont présentes dans l'eau potable tirée des Grands Lacs. Les

prises d'eau potable sont situées près des rives, souvent à moins d'un kilomètre de la ligne de rivage. L'action des vagues et les tempêtes peuvent remettre en suspension des sédiments de la zone littorale ou produire des remontées d'eau profonde ou encore accroître l'apport en sédiments des petits ruisseaux qui se déversent dans la zone littorale. Chaque prise d'eau potable est unique puisque les conditions du milieu de chacune d'elles sont différentes. Les usines de traitement de l'eau potable sont conçues de manière à tenir compte de ces variations locales en filtrant l'eau brute et en éliminant par flocculation les matières en suspension et les matières colloïdales. Ainsi, l'exposition des humains est au mieux évaluée par des analyses de l'eau potable traitée.

Les données concernant l'eau au large représentent une meilleure évaluation de la contamination totale dans les lacs et se prêtent à des comparaisons avec l'information obtenue sur les contaminants présents au large. Toutefois, il n'existe aucune relation simple entre les concentrations de produits chimiques dans l'eau et les sédiments et les concentrations dans le biote des lacs. Il est possible que la majorité des contaminants soient absorbés directement par le poisson à partir de l'eau et bioconcentrés. Une autre hypothèse est que les contaminants seraient bioaccumulés dans le réseau trophique. Les sédiments ou l'eau interstitielle peuvent constituer une source majeure de produits chimiques pour le biote qui habite les sédiments contaminés ou pour le poisson qui se nourrit d'organismes vivant dans ces sédiments. Pour certains poissons, l'eau, les sédiments et le reste du biote peuvent tous constituer des sources. Le mélange sera différent pour différents organismes, à différents niveaux trophiques, pour différents régimes alimentaires et selon le degré local de contamination.

Jusqu'à récemment, des analyses des sédiments de fond et en particulier des carottes de sédiments de fond ont été utilisées pour déceler les tendances des apports et des concentrations de produits chimiques dans l'eau des lacs. Les tendances évolutives de nombreux contaminants indiquent que les concentrations ont diminué comparativement aux concentrations relevées il y a 10 ou 15 ans. Les données indiquent que les apports majeurs de métaux et de contaminants dans l'écosystème aquatique des Grands Lacs sont survenus pendant les années 1960 et le début des années 1970. Des carottes datées montrent des tendances semblables pour la plupart des produits examinés dans ce rapport. Certaines de ces diminutions ont été saisissantes après les

interdictions et les restrictions imposées à la fabrication et à l'utilisation de produits tels que les BPC et le mirex. Ces périodes d'apports maximaux pour plusieurs contaminants ont souvent précédé de plusieurs années la détection de ces produits dans le milieu lacustre. Les données sur les milieux abiotiques portent donc, dans l'ensemble, à croire que les apports maximaux pour la plupart des contaminants sont survenus par le passé et que les apports de ces produits ont diminué.

L'objet du présent rapport était de fournir une vue d'ensemble des concentrations des contaminants ainsi que de leur évolution dans l'eau et les sédiments des Grands Lacs. Cependant, les données historiques concernant les concentrations de contaminants font problème et rendent cette tâche difficile. Aujourd'hui, les données sur les sédiments sont plus accessibles, car on dispose de cartes géographiques montrant la répartition des contaminants dans les sédiments, et on possède des données grâce au prélèvement de carottes de sédiments. Il existe également un plus grand nombre de données sur l'eau, compte tenu que les concentrations dans ce milieu peuvent changer rapidement, particulièrement dans les voies interlacustres.

Aucun nouveau contaminant qui soit à la fois très répandu, d'une grande toxicité et très persistant n'a été détecté dans l'un ou l'autre des Grands Lacs depuis 1982. Les mesures de lutte contre la pollution de l'avenir devront tenir compte des sources non ponctuelles de contaminants, en particulier des sources atmosphériques, des produits chimiques recyclés à partir de sédiments contaminés, des sources agricoles, forestières et urbaines ainsi que des sources phréatiques contaminées. La séquence d'un programme de mesures de lutte et de mesures correctives devra être intimement liée à des évaluations exactes des sources relatives des charges et à des bilans massiques pour les voies interlacustres et les lacs entiers. Les prochaines étapes majeures d'une dépollution ininterrompue des Grands Lacs des contaminants qu'ils contiennent résulteront de la mise en oeuvre des PMC et de l'application de mesures de lutte contre la pollution basées sur les charges dans le cadre de plans de gestion à l'échelle des lacs.

Aux termes de l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs de 1978, le Canada et les États-Unis ont convenu de l'élimination virtuelle des produits toxiques persistants dans les Grands Lacs et se sont fixé comme objectif l'élimination complète du déversement de produits chimiques organiques

toxiques persistants. Depuis 1978, des programmes ont été mis en oeuvre en de nombreux endroits, en particulier le long des rivières Niagara, Detroit et St. Clair ainsi que dans plusieurs «secteurs préoccupants», afin de réduire ou d'éliminer les apports de contaminants dans les Grands Lacs. Ces programmes et d'autres semblables doivent être appliqués sans délai si l'on veut atteindre l'objectif visé, soit l'élimination virtuelle des contaminants déjà présents et l'élimination complète des déversements de tels produits dans l'eau des Grands Lacs.

4. REMERCIEMENTS

Cette étude s'appuie sur le travail accompli durant de nombreuses années par un grand nombre de personnes provenant d'une foule d'organismes. Nous espérons avoir reconnu le mérite de tous les collaborateurs grâce aux nombreuses références qui émaillent le texte et les illustrations. Dans une étude de cette envergure, il est impossible de mentionner toutes les sources et publications qui ont apporté une contribution au débat. La bibliographie qui suit se veut quand même aussi complète que possible au moment où elle a été terminée, en mars 1988.

Nous remercions en particulier M. Don Williams et M^me^ Mélanie Neilson de la Direction générale des eaux intérieures, région de l'Ontario, qui ont fourni plusieurs révisions détaillées des premières ébauches du texte. Nous désirons aussi remercier M. A. Davis, chef des Objectifs de qualité de l'eau, Direction générale des eaux intérieures. C'est grâce à leurs remarques judicieuses et à leurs suggestions que la version définitive se présente dans sa forme actuelle.

Nous tenons à souligner l'excellent travail accompli par le Bureau de graphisme de l'Institut national de recherche sur les eaux pour la préparation des figures.

Nous voulons également exprimer notre reconnaissance à M^mes^ C. Vieira et V. Vader qui ont fourni la transcription informatique du manuscrit, lequel était beaucoup plus volumineux, qui ont préparé l'ébauche originale, laquelle comportait beaucoup plus de tableaux et de figures, et qui ont transcrit les ébauches subséquentes jusqu'à la version définitive.

5. BIBLIOGRAPHIE

ALLAN, R.J. «Anthropogenic organic chemical pollution of lakes with emphasis on the Laurentian Great Lakes.» Dans : *Conservation and Management of Lakes*, J. SALANKI et S. HEVODEK (réd.), Symp. Biol. Hung., 38, Akadémiai, Kiado, Budapest, 1988, p. 217-243.

ALLAN, R.J. *Influence des substances particulaires sur le sort des contaminants dans les écosystèmes aquatiques*, Direction générale des eaux intérieures, Série scientifique, n° 142, 1986, 139 p.

ALLAN, R.J., A. MURDOCH et M. MUNAWAR (rédacteurs spéciaux). «The Niagara River-Lake Ontario Pollution Problem», J. Great Lakes Res., numéro spécial, n° 9(2), 1983, p. 109-340.

ANDERSON, M.L. *Degradation of polychlorinated biphenyls in sediments of the Great Lakes*, thèse de doctorat, University of Michigan, 1980, 256 p.

ANDERSON, M.L., C.P. RICE et C.C. Carl. «Residues of PCB in *Cladophora* community along the Lake Huron shoreline», J. Great Lakes Res., n° 8(1), 1982, p. 196-200.

BAKER, J.E. et S.J. EISENREICH. «PCBs and PAHs as tracers of particulate dynamics in large lakes», J. Great Lakes Res., n° 15(1), 1989, p. 84-103.

BAKER, J.E. et S.J. EISENREICH. «Water column dynamics of PCBs and PAHs in the Great Lakes: Scavenging by rapidly settling particles and recycling at sediment-water interface», *31e Conférence sur la recherche dans les Grands Lacs*, 17-20 mai 1988, Association internationale de recherche sur les Grands Lacs, Hamilton (Ont.), 1988.

BAKER, J.E., S.J. EISENREICH, T.C. JOHNSON et B.M. HALFMAN. «Chlorinated hydrocarbon cycling in the benthic nepheloid layer of Lake Superior», Environ. Sci. Tech., n° 19, 1985, p. 854-861.

BASU, D.K. et J. SAXENA. «Polynuclear aromatic hydrocarbons in selected U.S. drinking waters and their raw water sources», Environ. Sci. Tech., n° 12(7), 1978, p. 795-798.

BEETON, A.M. «The world's great lakes», J. Great Lakes Res., n° 10(2), 1984, p. 106-113.

BIBERHOFER, J. et R.J. STEVENS. *Les contaminants organochlorés des eaux du lac Ontario*, Direction générale des eaux intérieures, Série scientifique, n° 159, 1987, 11 p.

BOTTS, L. et B. KRUSHELNICKI. *Les Grands Lacs : atlas écologique et manuel des ressources*, Environnement Canada, Toronto (Ont.), U.S. Environmental Protection Agency, Brock University et Northwestern University, 1987.

BOURBONNIÈRE, R.A., B.L. VANSICKLE et T. MAYER. *The Great Lakes Sediment Bank - I* (incluant des catalogues d'échantillons des lacs Huron et Ontario), Institut national de recherche sur les eaux, Burlington (Ont.), contribution n° 86-151, 1986.

BRETELER, R.J., V.T. BOWEN, D.L. SCHNEIDER et R. HENDERSON. «Sedimentological reconstruction of the recent pattern of mercury pollution in the Niagara River», Environ. Sci. Tech., n° 18, 1984, p. 404-409.

BROOKSBANK, M.G. «Control and management of hazardous waste sites in the Niagara River area.» Dans : *The Hazardous Materials Management Conference and Exhibition of Canada*, 9-11 sept. 1987, Environnement Canada, Conservation et Protection, région de l'Ontario, Toronto (Ont.), 1987.

CAHILL, R.A. *Geochemistry of recent Lake Michigan sediments*, Illinois Geological Survey, Champaing (Ill.), circulaire technique n° 517, 94 p.

CAHILL, R.A. et N.F. SHIMP. «Inorganic contaminants in Lake Michigan sediments.» Dans : *Toxic Contaminants in the Great Lakes*, J.O. NRIAGU et M.S. SIMMONS (réd.), New York, John Riley and Sons, Inc., 1984, p. 393-423.

CAPEL, P.D. et S.J. EISENREICH. «PCBs in Lake Superior, 1978-1980», J. Great Lakes Res., n° 11, 1985, p. 447-461.

CAREY, J.H. et J.H. HART. «Gas chromatographic/mass spectrometric (GC/MS) identification of the major components of non-aqueous material from the St. Clair River», Water Poll. Res. Can., n° 21(3), 1986, p. 309-322.

CHAMBERS, R.W. et B.J. EADIE. «Nepheloid and suspended particulate matter in south-eastern Lake Michigan», Sedimentology, n° 28, 1981, p. 439-447.

CHAN, C.H. *Organochlorine pesticides and PCBs in open waters of Lake Superior*, Environnement Canada (Ontario), Direction de la qualité des eaux, 1984, inédit.

CHAN, C.H. *Relevé de la qualité des eaux du fleuve Saint-Laurent, 1977*, Direction générale des eaux intérieures, Série scientifique, n° 113, 1980, 19 p.

CHAN, C.H. et J. KOHLI. *Étude des contaminants à l'état de traces dans la rivière St. Clair, 1985*, Direction générale des eaux intérieures, Série scientifique, n° 158, 1987, 10 p.

CHAN, C.H., Y.L. LAU et B.G. OLIVER. «Mesured and modeled chlorinated contaminant distributions in St. Clair River water», Water Poll. Res. Can., n° 21(3), 1986, p. 332-343.

CHARLES, M.J. et R.A. HITES. «Sediments as archives of environmental pollution trends.» Dans : *Sources and Fates of Aquatic Pollutants*, R.A. HITES et S.J. EISENREICH (réd.), American Chemical Society, Washington (D.C.), Advances in Chemistry Series, n° 216, 1987, p. 365-389.

CHARLTON, M.N. et B.G. OLIVER. «Chlorinated contaminants on suspended sediments of Lake St. Clair», Water Poll. Res. Can., n° 21(3), 1986, p. 380-389.

CHAU, Y.K., R.J. MAGUIRE, P.T. WONG et M.E. SANDERSON. Numéro spécial sur les rivières Detroit et St. Clair, J. Great Lakes Res., n° 11(3),, 1985, p. 191-418.

CHAU, Y.K. et H. SAITOH. «Mercury in the International Great Lakes», *16e Conférence sur la recherche dans les Grands Lacs*, Association internationale de recherche sur les Grands Lacs, 1973.

CHAU, Y.K., P.T. WONG, G.A. BENGERT, J.L. DUNN et B. GLEN. «Occurence of alkylead compounds in the Detroit and St. Clair Rivers», J. Great Lakes Res., n° 11, 1985, p. 313-319.

CHRISTENSEN, E.R. et R.H. GOETZ. «Historical fluxes of particle-bound pollutants from deconvolved sedimentary records», Environ. Sci. Tech., n° 21(11), 1987, p. 1088-1096.

CLINE, J.T. et R.L. CHAMBERS. «Spatial and temporal distribution of heavy metals in lake sediments near Sleaping Bear Point, Michigan», J. Sed. Petrol., n° 47(2), 1977, p. 716-727.

COMBA, M.E. et K.L. KAISER. «Volatile halocarbons in the Detroit River and their relationship with contaminant sources», J. Great Lakes Res., n° 11(3), 1985, p. 404-418.

COMITÉ DES SUBSTANCES TOXIQUES DE LA RIVIÈRE NIAGARA. *Rapport du Comité sur les substances toxiques de la rivière Niagara*, Direction générale des eaux intérieures, Burlington (Ont.), 1984.

COMMISSION MIXTE INTERNATIONALE. *Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs*, 1978.

COMMISSION MIXTE INTERNATIONALE. *Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs, tel que modifié par le protocole signé le 18 novembre 1987*, 1988.

COMMISSION MIXTE INTERNATIONALE. *Rapport annuel du Comité d'évaluation des effets de la qualité de l'eau des Grands Lacs sur la santé humaine, 1981*, CMI, Conseil de la qualité de l'eau des Grands Lacs et Conseil consultatif scientifique pour les eaux des Grands Lacs, Windsor (Ont.), 1981, 142 p.

COMMISSION MIXTE INTERNATIONALE. *Rapport sur la qualité de l'eau des Grands Lacs*, annexe A, «Progrès accomplis dans la mise au point de plans de mesures correctives pour les secteurs préoccupants du bassin des Grands Lacs», CMI, Conseil de la qualité de l'eau des Grands Lacs, Windsor (Ont.), 1987a.

COMMISSION MIXTE INTERNATIONALE. *Rapport sur la qualité de l'eau des Grands Lacs*, CMI, Conseil de la qualité de l'eau des Grands Lacs, Windsor (Ont.), 1987b.

COMMISSION MIXTE INTERNATIONALE. *Rapport de 1987*, CMI, Conseil consultatif scientifique pour les eaux des Grands Lacs, Windsor (Ont.), 1987c.

COMMISSION MIXTE INTERNATIONALE. *The waters of Lake Huron and Lake Superior*, vol. 2, *Lake Huron, Georgian Bay, and the North Channel*, CMI, Groupe d'étude de la pollution des lacs Supérieur et Huron, Windsor (Ont.), 1977b.

COMMISSION MIXTE INTERNATIONALE. *The waters of Lake Huron and Lake Superior*, vol. 3, *Lake Superior*, CMI, Groupe d'étude de la pollution des lacs Supérieur et Huron, Windsor (Ont.) 1977c.

CONSEIL CANADIEN DES MINISTRES DES RESSOURCES ET DE L'ENVIRONNEMENT. *Recommandations pour la qualité des eaux au Canada*, 1987.

CONSEIL NATIONAL DE RECHERCHES CANADA et SOCIÉTÉ ROYALE DU CANADA. *Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs : un instrument progressif pour la gestion de l'écosystème*, National Academy Press, Washington (D.C.), 1985.

CZUCZWA, J.M. et R.A. HITES. «Airborne dioxins and dibenzofurans: Sources and fates», Environ. Sci. Tech., n° 20(2), 1986, p. 195-200.

CZUCZWA, J.M. et R.A. HITES. «Environmental fate of combustion-generated polychlorinated dioxins and furans», Environ. Sci. Tech., n° 18(6), 1984, p. 444-450.

DTIRI, F. «Contaminants in selected fishes from the upper Great Lakes.» Dans : *Toxic Contamination in Large Lakes*, vol. 2, *Impact of toxic contaminants of Fisheries Management*, N.W. SCHMIDTKE (réd.), Chelsea (Mich.), Lewis Publishers, 1988, p. 51-84.

DURHAM, R.W. et B.G. OLIVER. «History of Lake Ontario contamination from the Niagara River by radiodating and chlorinated hydrocarbon analysis», J. Great Lakes Res., n° 9(2), 1983, p. 160-168.

EADIE, B.J. «Distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons in the Great Lakes.» Dans : *Toxic contaminants in the Great Lakes*, J.O. NRIAGU et M.S. SIMMONS (réd.), New York, Wiley-Interscience, 1984, p. 195-211.

EADIE, B.J., W. FAUST, W.S. GARDNER et T.F. NALEPA. «Polycyclic aromatic hydrocarbons and associated benthos in Lake Erie», Chemosphere, n° 11, 1982, p. 185-191.

EADIE, B.J. et J.A. ROBINS. «The role of particulate matter in the movement of contaminants in the Great Lakes». Dans : *Sources and fates of aquatic pollutants*, R.A. HITES et S.J. EISENREICH (réd.), American Chemical Society, Washington (DC), Advances in Chemistry Series, n° 216, 1987, p. 319-364.

EADIE, B.J., J.A. ROBBINS, P.F. LANDRUM, C.P. PRICE, M.S. SIMMONS, M.J. McCORMICK, S.J. EISENREICH, G.L. BELL, R.L. PICKETT, P. JOHANSEN, R. ROSSMANN, N. HAWLEY et T. VOICE. *The cycling of toxic organics in the Great Lakes: A three year status report*, National Oceanic & Atmospheric Administration, Environmental Research Laboratories , Great Lakes Environmental Research Laboratory, NOAA Technical Memorandum, ERL GLERL-45, 1983.

ECRGLA. *Étude sur les chenaux reliant les Grands Lacs d'amont*, rapport définitif de l'Étude sur les chenaux reliant les Grands Lacs d'amont, vol. 2, 1989.

EISENREICH, S.J. «Atmospheric role in trace metal exchange at the air-water interface», J. Great Lakes Res., n° 8(2), 1982, p. 243-256.

EISENREICH, S.J. «The chemical limnology of non polar contaminants: Polychlorinated biphenyls in Lake Superior». Dans : *Sources and fates of aquatic pollutants*, R.A. HITES et S.J. EISENREICH (réd.), American Chemical Society, Washington (D.C.), Advances in Chemistry Series, n° 216, 1987, p. 393-469.

EISENREICH, S.J., G.J. HOLLOD, T.C. JOHNSON et J. EVANS. «Polychlorinated biphenyls and other microcontaminant-sediment interactions in Lake Superior». Dans : *Contaminants and Sediments*, R.A. BAKER (réd.), Ann Arbor Science, Ann Arbor (Mich.), 1980, p. 67-94.

EL-SHAARAWI, A.H., S.R. ESTERBY, N.D. WARRY et K.W. KUNTZ. «Evidence of contaminant loading to Lake Ontario from the Niagara River», Can. J. Fish Aquat. Sci., n° 42(7), 1985, p. 1278-1289.

ENVIRONNEMENT CANADA et MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT DE L'ONTARIO. *Environmental baseline report of the Niagara River*, Environnement Canada et ministère de l'Environnement de l'Ontario, Conseil de révision Canada-Ontario, 1980, 32 p.

ENVIRONNEMENT CANADA et MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT DE L'ONTARIO. *Environmental baseline report of the Niagara River. Novembre 1981*, Environnement Canada et ministère de l'Environnement de l'Ontario, Conseil de révision Canada-Ontario, 1981, 31 p.

ENVIRONNEMENT CANADA et MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT DE L'ONTARIO. *Pollution of the St. Clair River (Sarnia area)*, rapport de situation, 1985.

ENVIRONNEMENT CANADA et MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT DE L'ONTARIO. *St. Clair River pollution investigation (Sarnia area)*, rapport conjoint du Conseil de révision de l'Accord Canada-Ontario relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs, 1986, 135 p.

ENVIRONNEMENT CANADA, U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT DE L'ONTARIO et N.Y. DEPARTMENT OF ENVIRONMENTAL CONSERVATION. *Joint evaluation of upstream/downstream Niagara River monitoring data for the period April 1986 to March 1987*, 1988.

FALLON, M.E. et F.J. HORVATH. «Preliminary assessment of contaminants in soft sediments of the Detroit River», J. Great Lakes Res., n° 11(3), 1985, p. 373-378.

FILKINS, J.C. et V.E. SMITH. *Organochlorines in offshore waters of Lake Huron, North Channel and Georgian Bay, 1980 and 1981*, Bloomfields (Mich.), Cranbrook Institute of Science, 1982 inédit.

FILKINS, J.C., J.M. TOUSEND et S.G. ROOD. *Organochlorines in offshore waters of the Great Lakes, 1981*, Bloomfields (Mich.), Cranbrook Institute of Science, 1983 inédit.

FIMREITE, N., W.N. HOLSWORTH, J.A. KEITH, P.A. PEARCE et I.M. GRUCHY. «Mercury in fish and fish eating birds near sites of industrial contamination in Canada», Can. Field-Nat., n° 85(3), 1971, p. 211-220.

FITCHKO, J. et T.C. HUTCHISON. «A comparative study of heavy metal concentration in river mouth sediments around the Great Lakes», J. Great Lakes Res., n° 1(1), 1975, p. 46-78.

FOX, M.E. et J.H. CAREY. *Transport of selected organochlorine contaminants in the Niagara River plume*, rapport de l'Institut national de recherche sur les eaux, 1986, 23 p.

FOX, M.E., J.H. CAREY et B.G. OLIVER. «Compartmental distribution of organochlorine contaminants in the Niagara River and the western basin of Lake Ontario», J. Great Lakes Res., n° 9(2), 1983, p. 287-294.

FRANK, R., M.V. HOLDRINET, H.E. BRAUN, R.L. THOMAS, A.L. KEMP et J.-M. JAQUET. «Organochlorine insecticides and PCBs in sediments of Lake St. Clair (1970 and 1974) and Lake Erie (1971)», Sci. Total Environ., n° 8, 1977, p. 205-227.

FRANK, R., R.L. THOMAS, H.E. BRAUN, D.L. GROSS et T.T. DAVIES. «Organochlorine insecticides and PCB in surficial sediments of Lake Michigan (1975)», J. Great Lakes Res., n° 7, 1981a, p. 42-50.

FRANK, R., R.L. THOMAS, H.E. BRAUN, J. RASPER et D.R. DAWSON. «Organochlorine insecticides and PCBs in the surficial sediments of Lake Superior (1973)», J. Great Lakes Res., n° 6(2), 1980. p. 113-120.

FRANK, R., R.L. THOMAS, M.V. HOLDRINET, A.L. KEMP, H.E. BRAUN. «Organochlorine insecticides and PCB in surficial sediments (1968) and sediments cores (1976) from Lake Ontario», J. Great Lakes Res., n° 5, 1979a, p. 18-27.

FRANK, R., R.L. THOMAS, M.V. HOLDRINET, A.L. KEMP, H.E. BRAUN et D.R. DAWSON. «Organochlorine insecticides and PCBs in sediments of Lake Huron (1969) and Georgian Bay and North Channel (1973)», Sci. Total Environ., n° 13, 1979b, p. 101-117.

FRANK, R., R.L. THOMAS, M.V. HOLDRINET, R.K. McMILLAN, H.E. BRAUN et D.R. DAWSON. «Organochlorine residues in suspended solids collected from the mouths of Canadian streams flowing into the Great Lakes, 1974-1977», J. Great Lakes Res., n° 7, 1981b, p. 363-381.

GLASS, J.E., J.A. SORENSEN et G. RAPP. «Causes and mitigation of the fishery in the Saint Louis River/Duluth (MN)-Superior (WI) Harbor: Fishery nursery area for the western arm of Lake Superior», *31e Conférence sur la recherche dans les Grands Lacs*, 17-20 mai 1988, Association internationale de recherche sur les Grands Lacs, Hamilton (Ont.), 1988.

GLOOSCHENKO, W.A., W.M. STRACHAN et R.C. SAMPSON. «Distribution of pesticides and polychlorinated biphenyls in water, sediments and seston of the upper Great Lakes--1974», Pest. Monit. J., n° 10(2), 1976, p. 61-67.

GOLDBERG, E.D., V.F. HODGE, J.J. GRIFFIN et M. KOIDE. «Impact of fossil fuel combustion on the sediments of Lake Michigan», Environ. Sci. Tech., n° 15, 1981, p. 466-471.

GOULDEN, P.D. et D.H. ANTHONY. «Design of a large sample extractor for the determination of organics in water», Institut national de recherche sur les eaux, Burlington (Ont.), contribution n° 85-121, 1985.

GRADIENT CORPORATION et GEOTRANS INC. *Potential contaminants loadings to the Niagara River from U.S. hazardous waste sites*, rapport préparé pour le Comité des produits toxiques de la rivière Niagara, 1988.

GSCHWEND, P.M. et R.A. HITES. «Fluxes of polycyclic aromatic hydrocarbons to marine and lacustrine sediments in the northeastern United States», Geochim. Cosmochim. Acta, n° 45, 1981, p. 2359-2367.

HALLETT, D.J. «Dioxin in the Great Lakes ecosystem: A Canadian perspective», Chemosphere, n° 14(6-7), 1985. p. 745-753.

HALLETT, D.J. et M.G. BROOKSBANK. «Trends of TCDD and related compounds in the Great Lakes: The Lake Ontario ecosystem», Chemosphere, n° 15(9-12), 1986, p. 1405-1416.

HAMDY, Y.S. et L. POST. «Distribution of mercury, trace organics, and other heavy metals in Detroit Rivers sediments», J. Great Lakes Res., n° 11(3), 1985, p. 353-365.

HAMILTON, R.D., J.F. KLAVERKAMP, W.L. LOCKHART et R. WAGEMAN. «Principaux contaminants aquatiques : sources, distributions et effets», Bulletin canadien des sciences halieutiques et aquatiques, n° 215, 1987, p. 357-386.

HARRIS, H.J., P.E. SAGER, C.J. YARBROUGH et H.J. DAY. «Evolution of water resource management: A Laurentian Great Lakes case study», Int. J. Environ. Studies, n° 29, 1987, p. 53-70.

HELFRICH, J. et D.E. ARMSTRONG. «Polycyclic aromatic hydrocarbons in sediments of the southern basin of Lake Michigan», J. Great Lakes Res., n° 12(3), 1986, p. 192-199.

HICKEY, J.J., J.A. KEITH et F.B. COON. «An exploration of pesticides in a Lake Michigan ecosystem», J. Appl. Ecol., n° 3 (suppl.), 1966, p. 141-154.

HODSON, P.V., D.M. WHITTLE, P.T. WONG, U. BORGMAN, R.L. THOMAS, Y.K. CHAU, J.O. NRIAGU et D.J. HALLETT. «Lead contamination of the Great Lakes and its potential effects on aquatic biota». Dans : *Toxic Contaminants in the Great Lakes*, J.O. NRIAGU et M.S. SIMMONS (réd.), New York, Wiley Interscience, 1984, p. 335-369.

HOLDRINET, M.V., R. FRANK, R.L. THOMAS et L.J. HETTLING. «Mirex in the sediments of Lake Ontario», J. Great Lakes Res., n° 4, 1978, p. 69-74.

JAFFE, R. *Aquatic fate of hazardous waste derived organic compounds in the Niagara River-Lake Ontario area*, thèse de Ph. D., University of Indiana, 1985, 243 p.

KAISER, K.L., M.E. COMBA, H. HUNTER, R.J. MAGUIRE, R.J. TKACZ et R.F. PLATFORD. «Trace organic contaminants in the Detroit River», J. Great Lakes Res., n° 11(3), 1985, p. 386-399.

KAISER, K.L. et I. VALDMANIS. «Volatile chloro- and chlorofluoro-carbons in Lake Erie - 1977 and 1978», J. Great Lakes Res., n° 5(2), 1980, p. 160-169.

KAMINSKY, R., K.L. KAISER et R.A. HITES. «Fates of organic compounds from Niagara Falls dumpsites in Lake Ontario», J. Great Lakes Res., n° 9(2), 1983, p. 183-189.

KAUSS, P.B. «Studies of trace contaminants, nutrients and bacteria levels in the Niagara River», J. Great Lakes Res., n° 9(2), 1983, p. 249-273.

KAUSS, P.B. et Y.S. HAMDY. «Biological monitoring of organochlorine contaminants in the St. Clair and Detroit Rivers using introduced clams, *(Elliptio complanatus)*, J. Great Lakes Res., n° 11, 1985, p. 247-263.

KEMP, A.L., T.W. ANDERSON, R.L. THOMAS et A. MUDROCH. «Sedimentation rates and recent sediment history of Lakes Ontario, Erie and Huron», J. Sed. Petrol., n° 44(1), 1974, p. 207-218.

KEMP, A.L. et R.L. THOMAS. «Cultural impact on the geochemistry of the sediments of Lakes Ontario, Erie and Huron», Geosci. Can., n° 3, 1976a, p. 191-207.

KEMP, A.L. et R.L. THOMAS. «Impact of man's activities on the chemical composition in the sediments of Lakes Ontario, Erie and Huron», Water, Air & Soil Poll., n° 5, 1976b, p. 469-490.

KEMP, A.L., J.D. WILLIAMS, R.L. THOMAS et M.L. GREGORY. «Impact of man's activities on the chemical composition in the sediments of Lakes Superior and Huron», Water, Air & Soil Poll., n° 10, 1978, p. 381-402.

KIRBY, M.K. *Effects of waste discharge on the water quality of Nipigon Bay, Lake Superior, 1983*, Ministère de l'Environnement de l'Ontario, Direction des ressources en eau, Section des Grands Lacs, 1986, 48 p.

KONASEWICH, D., W.J. TRAVERSY et H. ZAR. *Status report on organic and heavy metal concentrations in the Lakes Erie, Michigan, Huron and Superior basins*, Commission mixte internationale, Conseil de la qualité de l'eau des Grands Lacs, Windsor (Ont.), 1978.

KOSZALKA, E.J., J.E. PASCHAL, T.S. MILLER et P.B. DURAN. *Preliminary evaluation of chemical migration to groundwater and the Niagara River from selected waste-disposal sites*, rapport préparé par le *Geological Survey* des É.-U. en collaboration avec le *New York State Department of Environmental Conservation pour l'Environmental Protection Agency* des É.-U., Great Lakes National Program Office, EPA-905/4-85-001, 1985.

KREIS, R.G. et C.P. RICE. *Status of organic contaminants in Lake Huron: Atmosphere, water, algae, fish, herring gull eggs, and sediment*, University of Michigan, Great Lakes Research Division, rapport spécial n° 114, 1985.

KUNTZ, K.W. *Annual loadings from the Niagara River to Lake Ontario for 1982 and 1983*, Direction générale des eaux intérieures, Direction de la qualité des eaux, Burlington (Ont.), 1984a, p. 1-85.

KUNTZ, K.W. *Contaminants dans les sédiments de fond du fleuve Saint-Laurent en juin 1975*, Direction générale des eaux intérieures, Direction de la qualité des eaux, Burlington (Ont.), collection des rapports techniques, étude n° 147, 1988a, 18 p.

KUNTZ, K.W. *Évolution récente de la qualité de l'eau de la rivière Niagara*, Direction générale des eaux intérieures, Direction de la qualité des eaux, Burlington (Ont.), collection des rapports techniques, étude n° 146, 1988b, 15 p.

KUNTZ, K.W. *Les contaminants toxiques de la rivière Niagara, 1975-1982*, Direction générale des eaux intérieures, Direction de la qualité des eaux, Burlington (Ont.), collection des rapports techniques, étude n° 134, 1984b, 51 p.

KUNTZ, K.W. *Variations in contaminant concentrations at the mouth of the Niagara River in November, 1980*, Direction générale des eaux intérieures, Direction de la qualité de l'eau, Burlington (Ont.), 1983.

KUNTZ, K.W. et J. BIBERHOFER. *Water quality of the Niagara River in 1985*, Direction générale des eaux intérieures, Direction de la qualité des eaux, Burlington (Ont.), 1986b, p. 18-86.

KUNTZ, K.W. et N.D. WARRY. «Chlorinated organic contaminants in water and suspended sediments of the lower Niagara river», J. Great Lakes Res., n° 9(2), 1983, p. 241-248.

LAWRENCE, J. (réd.). «St. Clair River Pollution», Water Poll. Res. Can., n° 2, 1986, p. 283-459.

LEGAULT, J. *Profils de concentrations en arsenic et en sélénium des sédiments du lac Érié*, thèse de M. Sc., Université du Québec, 1986.

LUM, K.R. «Cadmium in freshwaters: The Great Lakes and St. Lawrence River». Dans : *Cadmium in the Aquatic Environment*, J.O. NRIAGU et J.B. SPRAGE (réd.), New York, Wiley, 1987, p. 35-50.

LUM, K.R. et K.L. GAMMON. «Geochemical availability of some trace and major elements in surficial sediments of the Detroit River and western Lake Erie», J. Great Lakes Res., n° 11(3), 1985, p. 328-338.

LUM, K.R. et K.L. KAISER. «Organic and inorganic contaminants in the St. Lawrence River: Some Preliminary results on their distribution», Water Poll. Res. Can., n° 21(4), 1986, p. 592-603.

LUM, K.R. et J.K. LESLIE. «Dissolved and particulate metal chemistry of the central and eastern basins of Lake Erie», Sci. Total Environ., n° 30, 1983, p. 99-109.

MAGUIRE, R.J., K.W. KUNTZ et E.J. HALE. «Chlorinated hydrocarbons in the surface microlayer of the Niagara River», J. Great Lake Res., n° 9(2), 1983, p. 281-286.

MAGUIRE, R.J. et R.J. TKACZ. *Chlorinated hydrocarbons in the surface microlayer and subsurface water of the Niagara River, 1985/86*, Institut national de recherche sur les eaux, Direction de la recherche sur les cours d'eau, Burlington (Ont.), contribution n° 88-94, 1988.

MARSALEK, J. «Municipal sources of selected trace organics in Sarnia», Water Poll. Res. Can., n° 21(3), 1986, p. 422-432.

MARSALEK, J. et H.O. SCHROETER. *Loadings of selected toxic substances in urban runoff in the Canadian Great Lakes basin*, Institut national de recherche sur les eaux, Burlington (Ont.), 1984.

McCREA, R.C., J.D. FISHER et K.W. KUNTZ. «Distribution of organochlorine pesticides and PCBs between aqueous and suspended sediment phases in the lower Great Lakes region», Water Poll. Res. Can., n° 20(1), 1985, p. 57-78.

MERRIMAN, J.C. *Contaminants organiques à l'état de traces dans les sédiments du secteur international du fleuve Saint-Laurent, 1981*, Direction générale des eaux intérieures (Ontario), Direction de la qualité des eaux, Burlington (Ont.), collection des rapports techniques, étude n° 148, 1987, 10 p.

MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT DE L'ONTARIO. *Priority chemical loadings from Ontario point sources discharging to the Niagara River, 1981-1987*, rapport de mise à jour, MEO, Toronto (Ont.), 1987.

MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT DE L'ONTARIO, Direction des ressources en eau, Section des Grands Lacs. *Background assessment of water, sediment and biota in the Cornwall, Ontario and Massena, New York section of the St. Lawrence River 1979-1982*, St. Lawrence River Environmental Investigations, 1988a.

MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT DE L'ONTARIO, Direction des ressources en eau, Section des Grands Lacs. *Sediment Quality of the St. Lawrence River near Maitland, 1984*, St. Lawrence River Environmental Investigations, 1988b.

MUDAMBI, A.R., J.P. HASSETT et R.J. SCRUDATO. «Mirex in Oswego River and Lake Ontario water columns», *26e Conférence sur la recherche dans les Grands Lacs*, 23-27 mai 1983, Association internationale de recherche sur les Grands Lacs, Oswego (NY), 1983.

MUDROCH, A. «Distribution of major elements and metals in sediment cores from the western basin of Lake Ontario», J. Great Lake Res., n° 9(2), 1983, p. 125-133.

MUDROCH, A. «Geochemistry of the Detroit River sediments», J. Great Lake Res., n° 11(3), 1985, p. 193-200.

MUDROCH, A. et K. HILL. *Distribution of mercury in Lake St. Clair and the St. Clair River sediments*, Institut national de recherche sur les eaux, Burlington (Ont.), contribution n° 87-51, 1987, 34 p.

MUDROCH, A., L. SARAZIN et T. LOMAS. «Summary of surface and background concentrations of selected elements in the Great Lakes sediment», J. Great Lake Res., n° 14(2), 1988, p. 241-251.

MUDROCH, A., L. SARAZIN, T. LOMAS, A. LEANY-EAST et C. DeBARROS. *Report on the progress of the revision of MOE guidelines for dredged material open water disposal, 1984-1985*, Institut national de recherche sur les eaux, Burlington (Ont.), contribution n° 85-80, 1985.

MUDROCH, A. et D.J. WILLIAMS. «Distribution of the bottom sediments in the Niagara River», J. Great Lakes Res., 1989.

MUHLBAIER, J. et G.T. TISUE. «Cadmium in the southern basin of Lake Michigan», Water, Air & Soil Poll., n° 15, 1981, p. 45-59.

NAGY, E., J.H. CAREY et J.H. HART. *Hydrocarbons in Great Lakes sediments*, Institut national de recherche sur les eaux, Burlington (Ont.), contribution n° 89-01, 1989.

NAGY, E., J.H. CAREY et J.H. HART. «Hydrocarbons in St. Clair River sediments», Water Poll. Res. Can., n° 21(3), 1986, p. 390-397.

NEILSON, M.A. *Concentrations des métaux à l'état de traces dans le lac Ontario, 1979*, Direction générale des eaux intérieures, Direction de la qualité des eaux, Burlington (Ont.), Série scientifique, n° 133, 1983, 13 p.

NEW YORK DEPARTMENT OF ENVIRONMENTAL CONSERVATION. *Comparison of 1981-82 and 1985-86 toxic substance discharges to the Niagara River*, NYDEC, Albany (NY), 1987.

NRIAGU, J.O., A.L. KEMP, H.K. WONG et N. HARPER. «Sedimentary record of heavy metal pollution in Lake Erie», Geochim. Cosmochim. Acta, n° 43(2), 1979, p. 247-258.

NRIAGU, J.O., H.K. WONG et R.D. COKER. «Particulate and dissolved trace metals in Lake Ontario», Water Res., n° 15, 1980, p. 91-96.

OLIVER, B.G. «Distribution and pathways of some chlorinated benzenes in the Niagara River and Lake Ontario», Water Poll. Res. Can., n° 19(1), 1984, p. 47-58.

OLIVER, B.G. et R.A. BOURBONNIÈRE. «Chlorinated contaminants in surficial sediments of Lakes Huron, St. Clair and Erie: Implications regarding sources along the St. Clair and Detroit Rivers», J. Great Lakes Res., n° 11(3), 1985, p. 366-372.

OLIVER, B.G. et M.N. CHARLTON. «Chlorinated organic contaminants on settling particulates in the Niagara River vicinity of Lake Ontario», Environ. Sci. Tech., n° 18, 1984, p. 903-908.

OLIVER, B.G., M.N. CHARLTON et R.W. DURHAM. *Distribution, redistribution and geochronology of PCB congeners and other chlorinated hydrocarbons in Lake Ontario sediments*, Institut national de recherche sur les eaux, Burlington (Ont.), contribution n° 87-25, 1987.

OLIVER, B.G. et K.L. KAISER. «Chlorinated organics in nearshore waters and tributaries of the St. Clair River», Water Poll. Res. Can., n° 21(3), 1986, p. 344-350.

OLIVER, B.G. et K.D. NICOL. «Chlorinated contaminants in Niagara River, 1981 to 1983», Sci. Total Environ., n° 39, 1984, p. 57-70.

OLIVER, B.G. et K.D. NICOL. «Chlorobenzenes in sediments, water, and selected fish from lakes Superior, Huron, Erie and Ontario», Environ. Sci. Tech., n° 16(8), 1982, p. 532-536.

OLIVER, B.G. et C.W. PUGSLEY. «Chlorinated contaminants in St. Clair River sediments», Water Poll. Res. Can., n° 1(3), 1986, p. 368-379.

ONUSKA, F.I., A. MUDROCH et K.A. TERRY. «Identification and determination of trace organic substances in sediment cores from the western basin of Lake Ontario», J. Great Lakes Res., n° 9(2), 1983, p. 169-182.

OWEN, R.M. et P.A. MEYERS. «The surface microlayer and its role in contaminants distribution in Lake Michigan». Dans : *Toxic Contaminants in the Great Lakes*, J.O. NRIAGU et M.S. SIMMONS (réd.), New York, Wiley-Interscience, 1984, p. 127-145.

PICKETT, R.L. et D.A. DOSSETT. «Mirex and the circulation of Lake Ontario», J. Phys. Oceanogr., n° 9(2), 1979, p. 441-445.

POLDOSKI, J.E., E.N. LEONARD, J.T. FIANDT, L.E. ANDERSON, G.F. OLSON et G.E. GLASS. «Factors in the determination of selected trace elements in near-shore U.S. waters of Lakes Superior and Huron», J. Great Lakes Res., n° 4(2), 1978, p. 206-215.

PUGSLEY, C.W., P.D. HERBERT, G.W. WOOD, G. BROTEA et T.W. OBAL. «Distribution of contaminants in clams and sediment from the Huron-Erie corridor. I. PCBs and octachlorostyrene», J. Great Lakes Res., n° 11(3), 1985, p. 275-289.

RATHKE, D.E. (réd.). *Lake Erie intensive study 1978-1979: Final Report*, Ohio State University, Center for Lake Erie Research, Columbus (Ohio), rapport technique CLEAR n° 284, 1984.

RICE, C.P. et M.S. EVANS. «Toxaphene in the Great Lakes». Dans : *Toxic Contaminants in the Great Lakes*, J.O. NRIAGU et M.S. SIMMONS (réd.), New York, John Wiley and Sons, Inc., 1984, p. 163-194.

ROBBINS, J.A. *Sediments in southern Lake Huron: Elemental composition and accumulation rates*, Environmental Protection Agency des É.-U., EPA 600/3-80-080, 1980, 309 p.

RODGERS, P.W. et W.R. SWAIN. «Analysis of polychlorinated biphenyl (PCB) loading trends in Lake Michigan», J. Great Lakes Res., n° 9(4), 1983, p. 548-558.

ROSSMANN, R. *Trace metal chemistry of the waters of Lake Huron*, University of Michigan, Great Lakes Research Division, Ann Harbor (Mich.), publication n° 21, 1982.

ROSSMANN, R. *Trace metal concentrations in the offshore waters and sediments of Lake Superior*, University of Michigan, Great Lakes Research Division, Ann Arbor (Mich.), rapport spécial n° 121, 1986.

ROSSMANN, R. *Trace metal concentrations in the offshore waters of Lakes Erie and Michigan*, University of Michigan, Great Lakes Research Division, Ann Arbor (Mich.), rapport spécial n° 108, 1984, 170 p.

ROSSMANN, R. *Trace metal in Lake Huron waters - 1980 intensive surveillance*, University of Michigan, Great Lakes Research Division, Ann Arbor (Mich.), rapport spécial n° 97, 1983.

ROSSMANN, R., et J. BARRES. «Trace element concentrations in near surface waters of the Great Lakes and methods of collection, storage, and analysis», J. Great Lakes Res., n° 14(2), 1988, p. 188-204.

SANDILANDS, R.G., et A. MUDROCH. «Nepheloid layer in Lake Ontario», J. Great Lakes Res., n° 9, 1983, p. 190-200.

SCHMIDT, J.A. et A.W. ANDREN. «Deposition of airborne metals into the Great Lakes: An evaluation of past and present estimates». Dans : *Toxic Contaminants in the Great Lakes*, J.O. NRIAGU et M.S. SIMMONS (réd.), New York, Wiley-Interscience, 1984, p. 81-103.

SIMMONS, M.S. «PCB contamination in the Great Lakes». Dans : *Toxic Contaminants in the Great Lakes*, J.O. NRIAGU et M.S. SIMMONS (réd.), New York, Wiley-Interscience, 1984, p. 287-309.

SIMPSON, K.J. *Water quality assessment of ten Lake Superior embayments, Spring 1983*, Ministère de l'Environnement de l'Ontario, Direction des ressources en eau, Section des Grands Lacs, 1987, 54 p.

SONZOGNI, W.C. et M.S. SIMMONS. «Notes on Great Lakes trace metal and toxic organic contaminants», rapport au GLERL, Great Lakes Environmental Planning Study, contribution n° 54, 1981.

STEVENS, R.J. (comp. et réd.). *A review of Lake Ontario water quality with emphasis on the 1981-82 intensive years*, Commission mixte internationale, rapport présenté au Groupe de travail sur la surveillance, Conseil de la qualité de l'eau des Grands Lacs, Windsor (Ont.), 1987.

STEVENS, R.J. et M.A. NEILSON. «Inter- and intralake distributions of trace organic contaminants in surface waters of the Great Lakes», J. Great Lakes Res., n° 15(3), 1989, p. 377-393.

STRACHAN, N.W. et C.J. EDWARDS. «Organic Pollutants in Lake Ontario». Dans : *Toxic Contaminants in the Great Lakes*, J.O. NRIAGU et M.S. SIMMONS (réd.), New York, John Wiley and Sons, Inc., 1984, p. 239-264.

STRACHAN, W.M. et S.J. EISENREICH. *Mass balancing of toxic chemicals in the Great Lakes: The role of atmospheric deposition*, Commission mixte internationale, annexe I de l'*Atelier sur l'estimation des apports atmosphériques de produits chimiques toxiques dans le bassin des Grands Lacs*, Scarborough (Ont.), 29-31 octobre 1986, Windsor (Ont.), 1988.

SULLIVAN J.R. et D.E. ARMSTRONG. *Toxaphene: Status in the Great Lakes*, University of Wisconsin, Sea Grant Institute, Priority Pollutants, rapport d'étape n° 2, 1985.

SWACKHAMMER, D.L. et D.E. ARMSTRONG. «Estimation of the atmospheric and non-atmospheric contributions and losses of PCBs for Lake Michigan on the basis of sediment records of remote lakes», Environ. Sci. Tech., n° 20, 1986, p. 879-883.

SWACKHAMMER, D.L. et D.E. ARMSTRONG. «Distribution and characterization of PCBs in Lake Michigan water», J. Great Lakes Res., n° 13(1), 1987, p. 24-36.

SYLVESTRE, A. *Les organochlorés et les hydrocarbures aromatiques polycycliques dans le fleuve Saint-Laurent, à la hauteur de l'île Wolfe, 1982 à 1984*, Direction générale des eaux intérieures (Ontario), Direction de la qualité des eaux, Burlington (Ont.), collection des rapports techniques, étude n° 144, 1987.

SYLVESTRE, A., K.W. KUNTZ et N.D. WARRY. *Qualité de l'eau à son entrée dans le fleuve Saint-Laurent, de 1977 à 1983*, Direction générale des eaux intérieures et des terres, Burlington (Ont.), collection des rapports techniques, étude n° 142, 1987, 15 p.

THOMAS, R.L. «Lake Ontario sediments as indicators of Niagara River as a primary source of contaminants», J. Great Lakes Res., n° 9(2), 1973, p. 118-124.

THOMAS, R.L. «Sediments of the North American Great Lakes», Verh. Int. Ver. Theor. Angew. Limnol., n° 21, 1981, p. 1666-1680.

THOMAS, R.L. «The distribution of mercury in the sediments of Lake Ontario», J. Can. Sci. Terre, n° 9, 1972, p. 636-651.

THOMAS, R.L. «The distribution of mercury in the surficial sediments of Lake Huron», J. Can. Sci. Terre, n° 10, 1973, p. 194-204.

THOMAS, R.L. et R. FRANK. «PCBs in sediment and fluvial suspended solids in the Great Lakes». Dans : *Physical Behaviour of PCBs in the Great Lakes*, D. MACKAY, S. PATERSON, S.J. EISENREICH et M.S. SIMMONS (réd.), Ann Arbor Science, Ann Arbor (Mich.), 1983, p. 245-269.

THOMAS, R.L., J.E. GANNON, J.H. HARTIG, D.J. WILLIAMS et D.M. WHITTLE. «Contaminants in Lake Ontario: A case study». Dans : *Toxic Contaminants in Large Lakes*, N.W. SCHMIDTKE (réd.), vol. 3, *Sources, Fate, and Controls of Toxic Contaminants*, Chelsea (Mich.), Lewis Publishers, 1988, p. 327-387.

THOMAS, R.L. et J.-M. JAQUET. «Mercury in the surficial sediments of Lake Erie», J. Off. Rech. Pêch. Can., n° 33(3), 1976, p. 404-412.

THOMAS, R.L., J.-M. JAQUET et A. MUDROCH. «Sedimentation processes and associated changes in surface sediment trace metal concentrations in Lake St. Clair, 1970-74», *Conférence internationale sur les métaux lourds dans l'environnement*, vol. 2, partie 2, 1975, p. 691-708.

THOMAS, R.L. et A. MUDROCH. *Small craft harbours sediment survey: Lakes Ontario, Erie and St. Clair*, ministère des Pêches et des Océans du Canada, Burlington (Ont.), 1979.

TRAVERSY, W.J., P.D. GOULDEN, Y.M. SHEIKH et J.R. LEACOCK. *Levels of arsenic and selenium in the Great Lakes region*, Direction générale des eaux intérieures, Série scientifique, n° 58, 1975, 18 p.

WARRY, N.D. et C.H. CHAN. «Organic contaminants in the suspended sediments of the Niagara River», J. Great Lakes Res., n° 7(4), 1981, p. 394-403.

WILLIAMS, D.J. *A review of published and other data on residues of DDT, dieldrin, mercury and PCBs in fish in the Great Lakes*, Environnement Canada, Service des pêches et du milieu marin, Laboratoire de biolimnologie des Grands Lacs, Burlington (Ont.), 1975, inédit.

YOUNG, J.W., R.J. ALLEN, L. MACHTA, T. WAGNER et P.L. WISE. *Rapport sommaire sur les retombées atmosphérique dans les Grands Lacs*, CMI, Windsor (Ont.), 1987.

6. ANNEXE

6.1 ACRONYMES

ARQEGL	Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs
CCMRE	Conseil canadien des ministres des ressources et de l'environnement
CMI	Commission mixte internationale
CNRC	Conseil national de recherches Canada
CPTRN	Comité des produits toxiques de la rivière Niagara
EC	Environnement Canada
ECRGLA	Étude sur les chenaux reliant les Grands Lacs d'amont
FE	Fort Erie
MEO	Ministère de l'Environnement de l'Ontario
MST	Matières en suspension totales
NOTL	Niagara-on-the-Lake
NYDEC	*New York Department of Environmental Conservation*
PMC	Plan de mesures correctives
SMID	Stratégie municipale et industrielle de dépollution
SP	Secteur préoccupant
SRC	Société royale du Canada
USEPA	*United States Environmental Protection Agency*

6.2 ABRÉVIATIONS CHIMIQUES

* 2,3,7,8-TCDD	2,3,7,8-tétrachlorodibenzo-p-dioxine
* 2,3,7,8-TCDF	2,3,7,8-tétrachlorodibenzofurane
As	arsenic
* B[a]P	benzo[a]pyrène
BHC	hexachlorocyclohexanes
a-BHC	alpha-1,2,3,4,5,6-BHC
g-BHC	gamma-1,2,3,4,5,6-BHC; utiliser lindane
* **BPC**	**biphényles polychlorés**
CB	chlorobenzènes
Cd	**cadmium**
DCB	dichlorobenzène
* DDD (TDE)	dichlorodiphényldichloroéthane
* **DDE**	**dichlorodiphényldichloroéthylène**
* **DDT**	**dichlorodiphényltrichloroéthane**
* **Dieldrine**	**utilisée pour le HEOD**
Dioxines	**voir PCDD**
HAP	**hydrocarbures aromatiques polycycliques**
* **HCB**	**hexachlorobenzène**
HCBD	**hexachlorobutadiène**
HCH	utiliser BHC
HEOD	utiliser dieldrine
* **Hg**	**mercure**
* **Mirex**	**dodécachloropentacyclodécane**
OCS	octachlorostyrène
OCDD	octachlorodibenzo-p-dioxine
OCDF	octachlorodibenzofurane
* **Pb**	**plomb**
PCDD	**polychlorodibenzo-p-dioxines**
PCDF	**polychlorodibenzofuranes**
PCP	pentachlorophénols
PERC	perchloroéthylène; utiliser pour le tétrachloroéthylène
QCB	pentachlorobenzène
TCB	trichlorobenzène
TCDD	**utilisée pour la 2,3,7,8-TCDD**
TCDF	**utilisée pour le 2,3,7,8-TCDF**
TCP	trichlorophénol
TeCB	tétrachlorobenzène
* **Toxaphène**	**utilisé pour le chlorobornane**
Zn	zinc

* = produits chimiques de la liste primaire de la CMI.
caractères gras = principaux produits chimiques abordés dans le présent rapport.

6.3 GLOSSAIRE

Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs : accord entre le Canada et les États-Unis qui engage les deux parties à élaborer et à mettre en oeuvre un plan de restauration et de maintien des nombreuses utilisations souhaitables de l'eau du bassin des Grands Lacs. Signé en 1978, l'Accord a été modifié en 1987 (ECRGLA, 1989).

Apport : quantité d'une substance ajoutée par unité de surface et par unité de temps dans un lac (CCMRE, 1987).

Bioaccumulation : terme général désignant le processus par lequel les substances chimiques sont accumulées par les organismes aquatiques, directement à partir de l'eau ou par l'intermédiaire des aliments qui en renferment (CCMRE, 1987).

Bioamplification : résultat des processus de bioconcentration et de bioaccumulation se traduisant par l'augmentation de la concentration des produits chimiques accumulés dans les tissus dès que l'on monte de deux niveaux ou plus dans le réseau trophique. La bioamplification laisse supposer qu'il y a transfert efficace de produits chimiques à l'organisme consommateur à partir de la nourriture, de sorte que la concentration des résidus augmente systématiquement d'un niveau trophique au niveau suivant (CCMRE, 1987).

Bioconcentration : processus d'accumulation nette par les organismes aquatiques d'un produit chimique directement à partir de l'eau, en tenant compte simultanément de l'absorption (p. ex., par les branchies ou les tissus épithéliaux) et de l'élimination (CCMRE, 1987).

Bioessai : test servant à évaluer la puissance relative d'un produit chimique et qui consiste à comparer, dans des conditions identiques, l'effet de ce produit sur un organisme vivant à l'effet d'une substance témoin exempte du produit testé (CCMRE, 1987).

Bioturbation : déformation des sédiments par l'action d'organismes vivants comme les animaux fouisseurs (CCMRE, 1987).

Cancérogène (ou carcinogène) : désigne les substances provoquant l'apparition d'un cancer chez un organisme vivant (CCMRE, 1987).

Coefficient de partage octanol/eau (P_{oe}) : rapport de la solubilité d'un produit chimique dans le n-octanol et dans l'eau à l'équilibre. Le logarithme du P_{oe} indique dans quelle mesure un produit chimique a tendance à être bioconcentré par les organismes aquatiques (CCMRE, 1987).

Congénère : configuration différente ou mélange différent d'un produit chimique spécifique auquel des radicaux sont habituellement rattachés à plusieurs endroits possibles (ECRGLA, 1989).

Contaminant : substance étrangère à un système naturel ou présente en concentrations dépassant la concentration de fond (ECRGLA, 1989).

Couche néphéloïde : zones du fond aux eaux troubles caractérisée par une diffusion maximale de la lumière et par la concentration des particules. Les matériaux érodés des rivages,

les matières en suspension apportées par des cours d'eau importants, les sédiments profonds érodés par les courants du fond et la matière organique qui se dépose depuis les couches de surface sont des sources possibles de matières pour la couche néphéloïde (Chambers et Eadie, 1981; Sandilands et Mudroch, 1983).

Demi-vie : temps nécessaire pour que les concentrations d'une substance diminuent de la moitié de leur valeur originale dans un lac ou une étendue d'eau (ARQEGL de 1978).

Dioxines : un groupe d'environ 75 produits chimiques de la famille des chlorodibenzodioxines, comprenant la 2,3,7,8-TCDD qui est généralement considérée comme la plus toxique (ECRGLA, 1989).

Effluent : déchet de nature complexe (p. ex., déchets liquides d'origine industrielle ou eaux usées) qui risque d'être rejeté dans l'environnement (CCMRE, 1987).

Facteur de bioconcentration (FBC) : valeur sans dimension représentant dans quelle mesure un produit chimique peut être concentré dans les tissus d'un organisme en milieu aquatique. Au point d'équilibre apparent, pendant la phase d'absorption d'un essai de bioconcentration, le FBC est la concentration d'un produit chimique dans un ou plusieurs tissus d'organismes aquatiques, divisée par la concentration moyenne d'exposition utilisée au cours de l'essai (CCMRE, 1987).

Intervalle (plage) : dans une série de données, ensemble de tous les nombres compris entre la valeur la plus élevée et la valeur la plus faible (CCMRE, 1987).

Matières ou sédiments en suspension : matière particulaire en suspension dans l'eau (ECRGLA, 1989).

Méthode du bilan massique : méthode de gestion visant à éliminer l'accumulation de polluants qui réduisent la qualité de l'eau ou qui ont des effets nuisibles pour les organismes vivants. Cette méthode exige l'établissement d'un bilan de la masse en vertu duquel les quantités de contaminants pénétrant dans le système moins les quantités emmagasinées, transformées ou dégradées dans le système, doivent être égales aux quantités quittant le système. L'application de cette méthode exige la quantification des sources et des effets des contaminants et une modélisation mathématique simulant les conséquences à long terme (CNRC et SRC, 1985).

Mutagène : toute substance ou tout effet qui modifie les caractéristiques génétiques ou qui produit une modification héréditaire du matériel génétique (ECRGLA, 1989).

Objectif (de qualité de l'eau) : seuil de concentration chiffré ou condition non chiffrée établis pour protéger et maintenir des utilisations désignées de l'eau à un endroit spécifié (CCMRE, 1987).

Plan de mesures correctives : plan à mettre au point avec la participation de la population pour rétablir et protéger la qualité de l'eau à chacun des 42 secteurs préoccupants du bassin des Grands Lacs. Le PMC identifiera les utilisations compromises, les sources de contaminants, les objectifs souhaités en matière d'utilisation, les concentrations cibles après nettoyage, des mesures correctives spécifiques, des échéanciers de mise en oeuvre, les ressources engagées par le Michigan et l'Ontario ainsi que par les gouvernements fédéraux, les municipalités et l'industrie, et, enfin, les besoins en surveillance continue

pour l'évaluation de l'efficacité des mesures correctives mises en oeuvre (ECRGLA, 1989).

Produits chimiques de la liste primaire : ces produits chimiques sont les contaminants préoccupants connus des Grands Lacs pour lesquels des mesures de lutte et des correctifs ont été adoptés, mais pour lesquels d'autres mesures sont nécessaires parce qu'ils sont encore présents à des concentrations inacceptables dans l'écosystème. Ils ont été choisis par la CMI (CMI, 1987b).

Recommandation (pour la qualité des eaux) : recommandation exprimée par un seuil de concentration chiffré ou par une condition non chiffrée pour protéger et maintenir une utilisation désignée de l'eau (CCMRE, 1987).

Recommandations relatives au dragage : directives visant à réduire au minimum les effets nuisibles des excavations le long des rivages et sous l'eau, et plaçant principalement l'emphase sur les concentrations de matières toxiques dans les déblais de dragage (ECRGLA, 1989).

Remise en suspension : nouveau mélange de particules de sédiments et de polluants avec l'eau par les tempêtes, les courants, les organismes et des activités humaines comme le dragage (ECRGLA, 1989).

Secteur préoccupant : région géographique où ne sont pas satisfaits les objectifs généraux ou spécifiques de l'ARQEGL, ce qui nuit ou nuira vraisemblablement à une utilisation profitable de l'aptitude de ce secteur à soutenir la vie aquatique (CMI, 1988).

Seuil de détection : la plus petite concentration ou quantité d'une substance dont la présence peut être déterminée avec un certain degré de certitude à l'aide d'une méthode analytique complète et bien définie (CCMRE, 1987).

Source non ponctuelle : source de pollution dont les polluants sont déversés sur une grande superficie ou proviennent d'un grand nombre de faibles apports plutôt que de sources identifiables distinctes (ECRGLA, 1989).

Source ponctuelle : source de pollution distincte et identifiable, comme un point de rejet d'une usine (ECRGLA, 1989).

Stratégie municipale et industrielle de dépollution : l'objectif principal de ce programme est l'élimination virtuelle des produits toxiques déversés par des sources ponctuelles dans les eaux de surface en Ontario (ECRGLA, 1989).

Substance toxique : substance pouvant causer la mort, la maladie, des anomalies du comportement, le cancer, des mutations génétiques, des anomalies de la physiologie ou de la reproduction, des déformations physiques, chez tout organisme ou chez sa progéniture ou qui peut devenir toxique après concentration dans le réseau trophique ou lorsque combinée à d'autres substances (CNRC et SRC, 1985).

Substance toxique persistante (ou rémanente) : toute substance toxique dont la demie-vie dans l'eau est de plus de huit semaines (ARQEGL de 1978).

Tératogène : agent qui augmente l'incidence de malformations congénitales (CCMRE, 1987).

Figure 1

Bassin des Grands Lacs (illustrant les «secteurs préoccupants»)

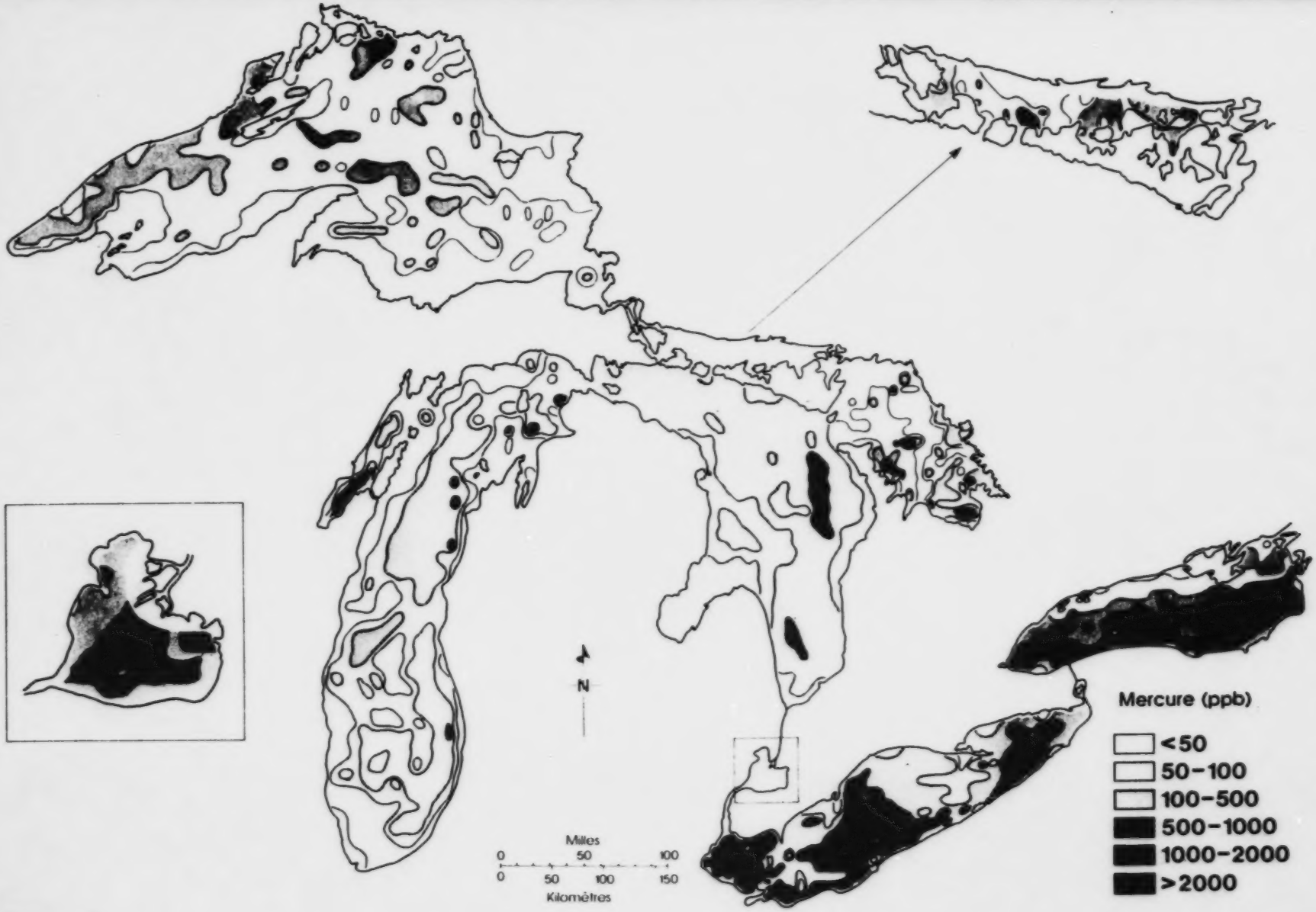


Figure 2

Mercure dans les sédiments des Grands Lacs (Thomas et Mudroch, 1979)

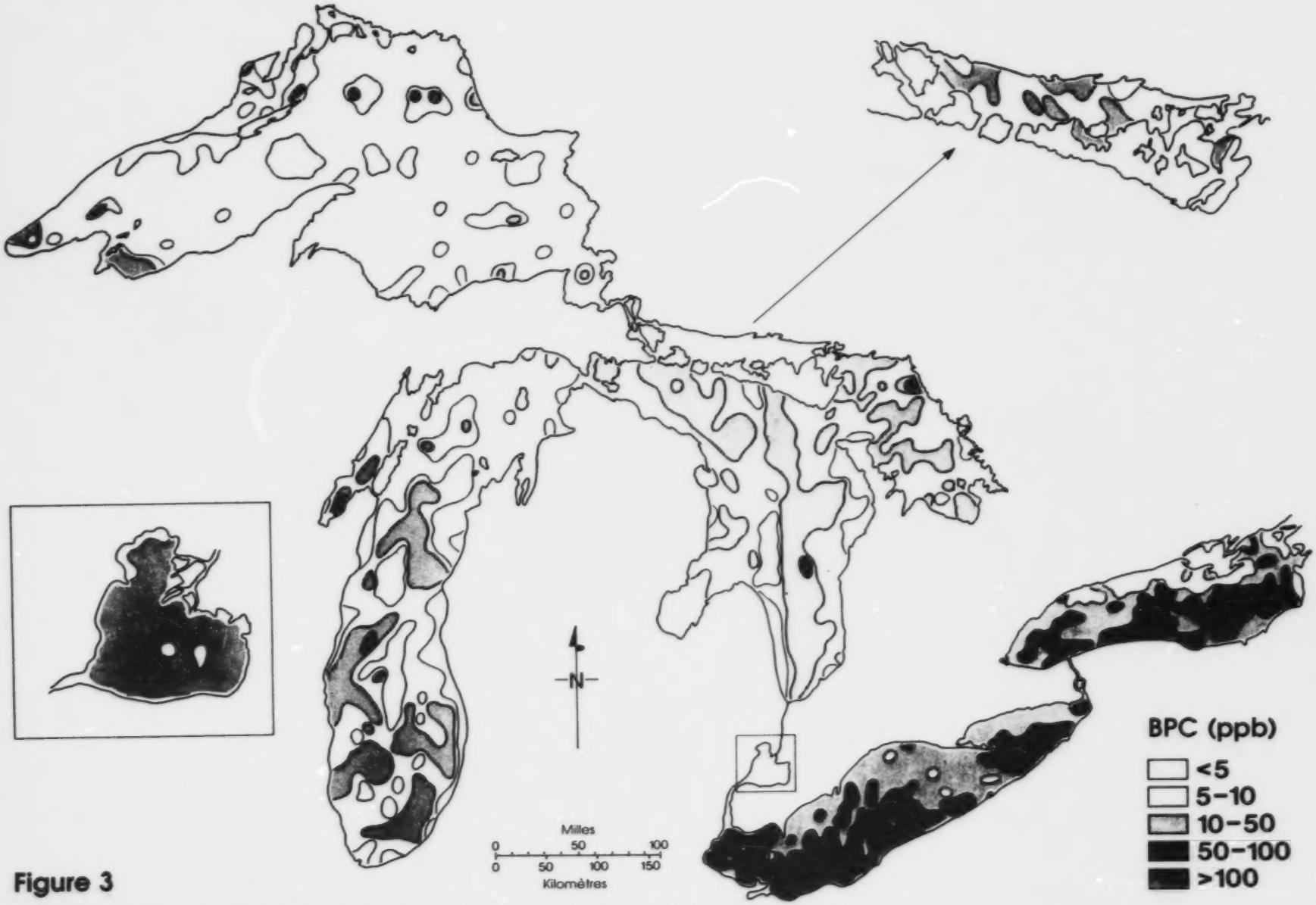


Figure 3

BPC dans la couche superficielle des sédiments de fond des Grands Lacs (Thomas et Frank, 1983)

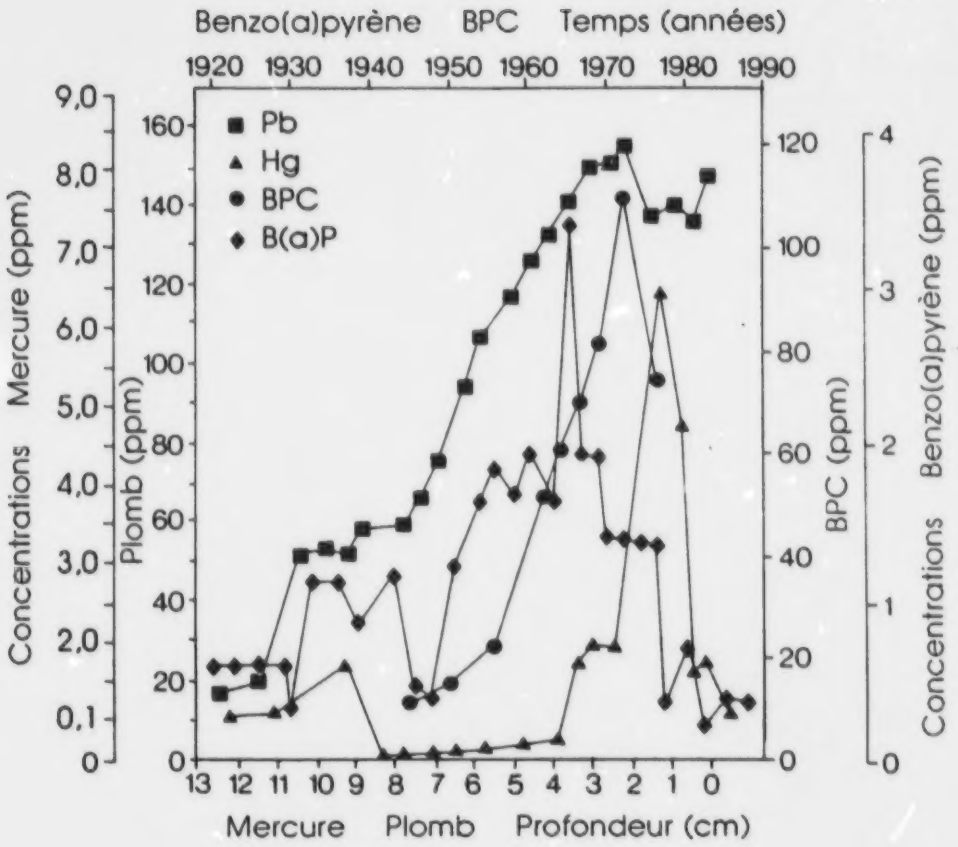


FIGURE 4

Répartition du mercure, du plomb et des BPC dans des carottes de sédiments du lac Supérieur, et du benzo(a)pyrène dans des carottes de sédiments du lac St. George (Rossmann, 1986; Charles et Hites, 1987; ECRGLA, 1989)

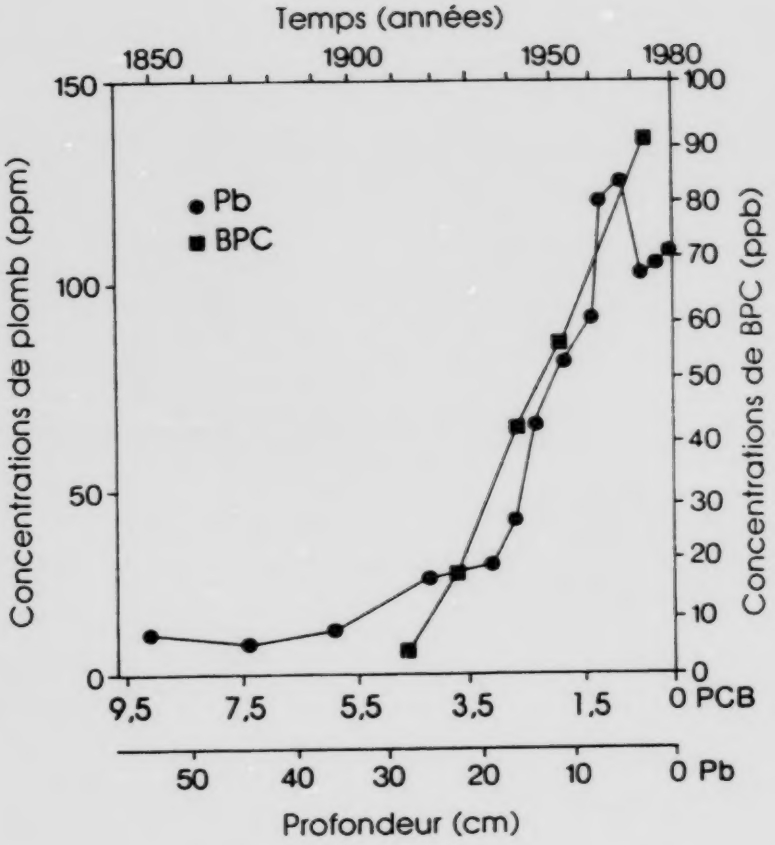


FIGURE 5

Répartition du plomb et des BPC dans des carottes de sédiments du lac Michigan (Goldberg *et al.*, 1981; Swackhammer et Armstrong, 1986)

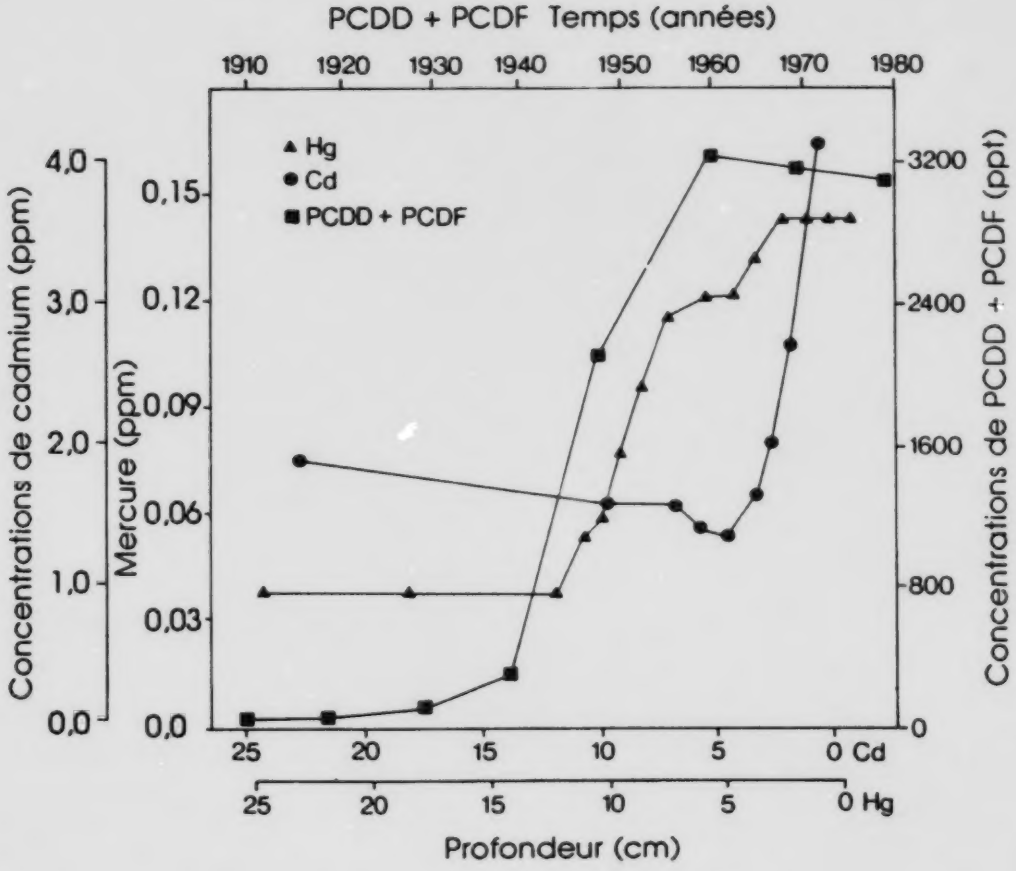
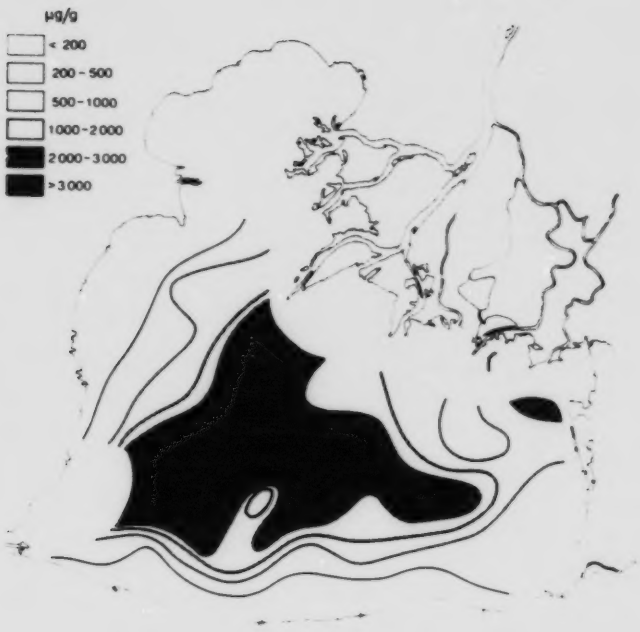


FIGURE 6

Répartition du cadmium, du mercure et des PCDD + PCDF dans des carottes de sédiments du lac Huron (Robbins, 1980; Czuczwa et Hites, 1984)



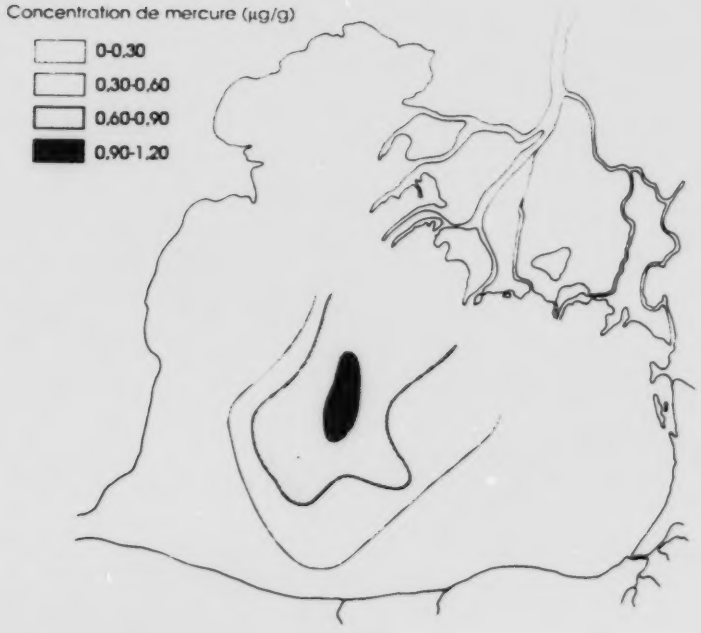


FIGURE 7

Répartition du mercure dans les sédiments de surface du lac Sainte-Claire en 1970 (Thomas *et al.*, 1975) et en 1985 (Mudroch et Hill, 1987)

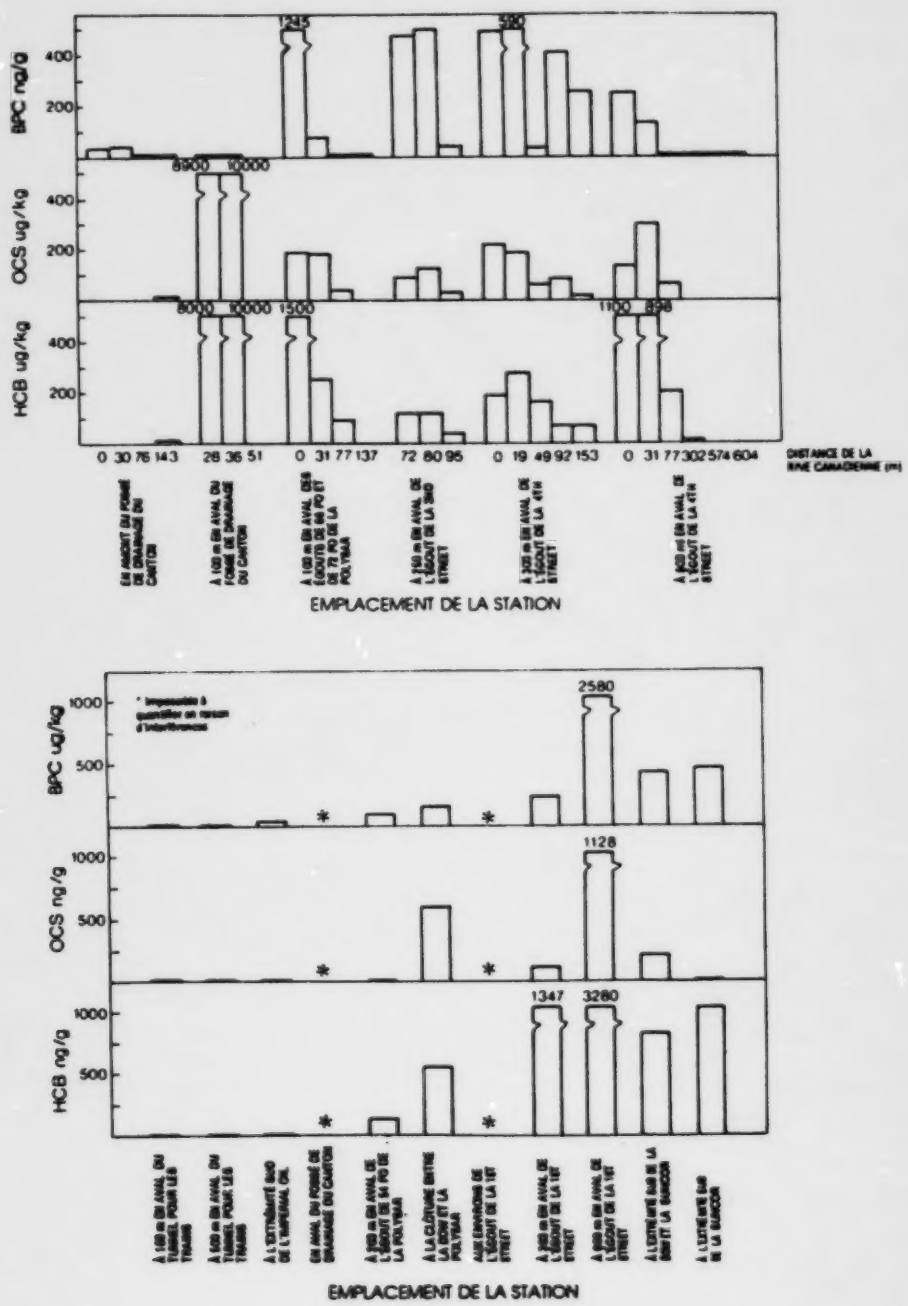


Figure 8

Concentrations de contaminants dans les sédiments de la rivière St. Clair, en 1983 et en 1985 (EC et MEO, 1986)

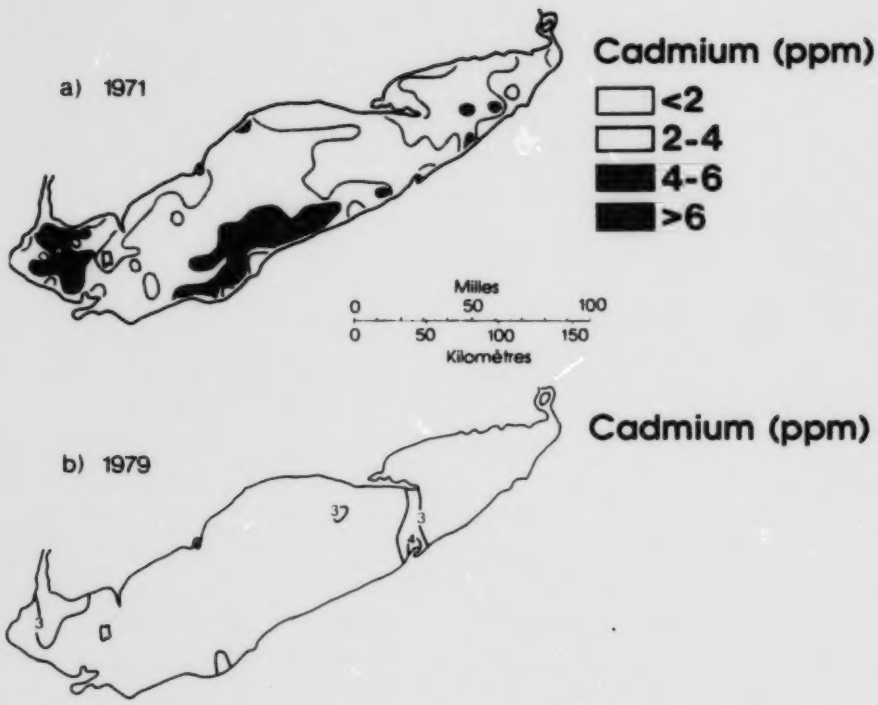


Figure 9

Concentrations de cadmium dans la couche superficielle des sédiments de fond du lac Érié : a) 1971 (Thomas et Mudroch, 1979) et b) 1979 (Rathke, 1984)

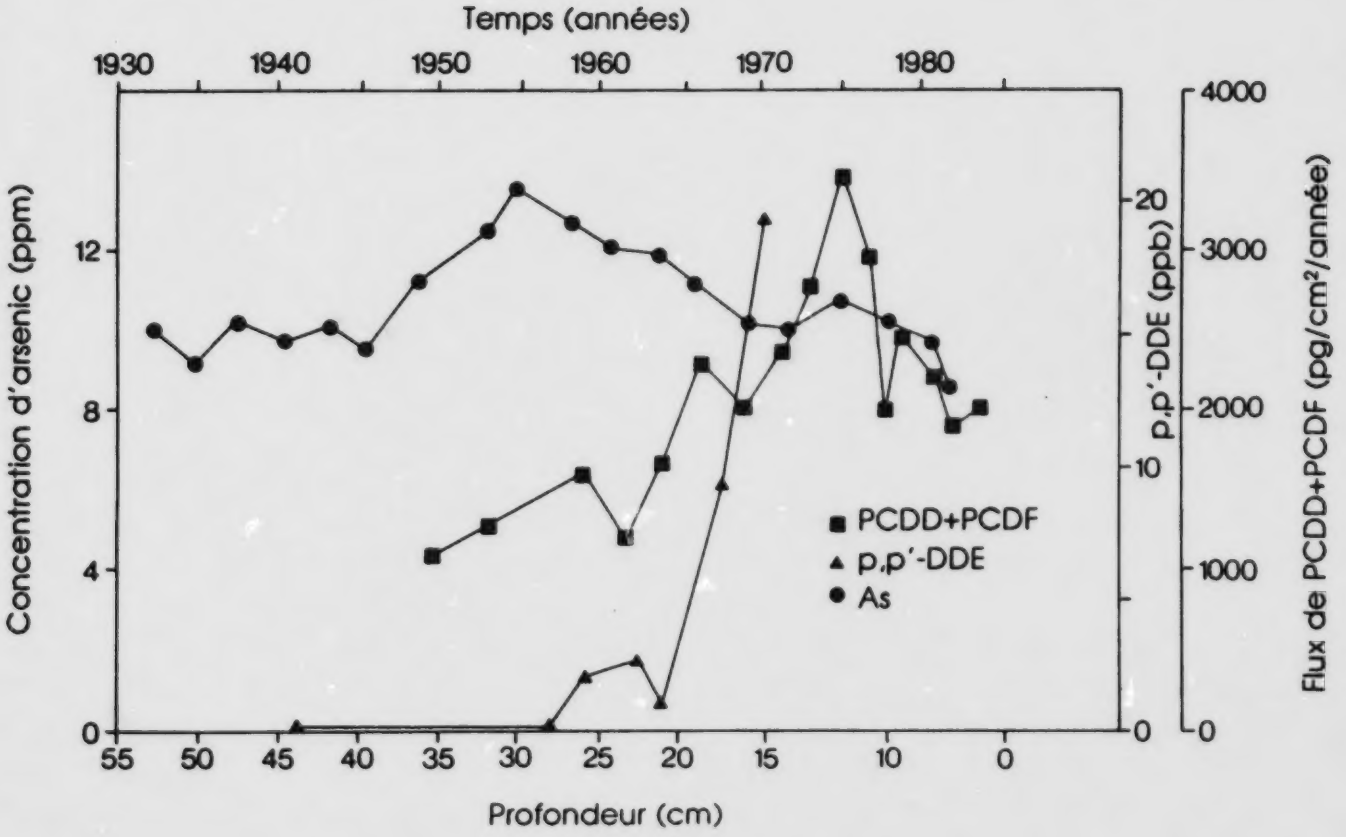


Figure 10

Répartition de l'arsenic, du DDE et des PCDD + PCDF dans des carottes de sédiments du lac Érié (Czuczwa et Hites, 1986a; Legault,1986; Frank *et al.*, 1977)

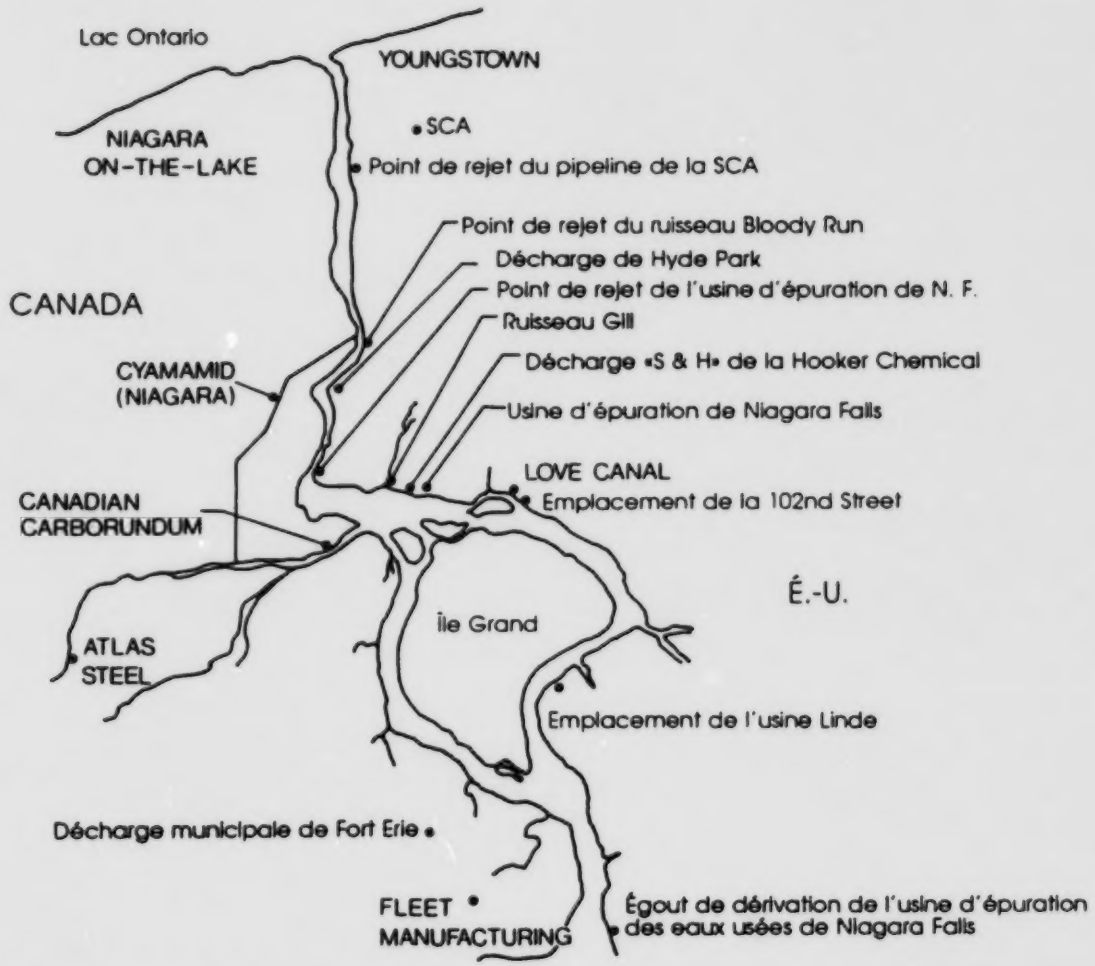


FIGURE 11

Principaux points de rejet d'effluents et principales décharges près de la rivière Niagara (Allan *et al.*, 1983)

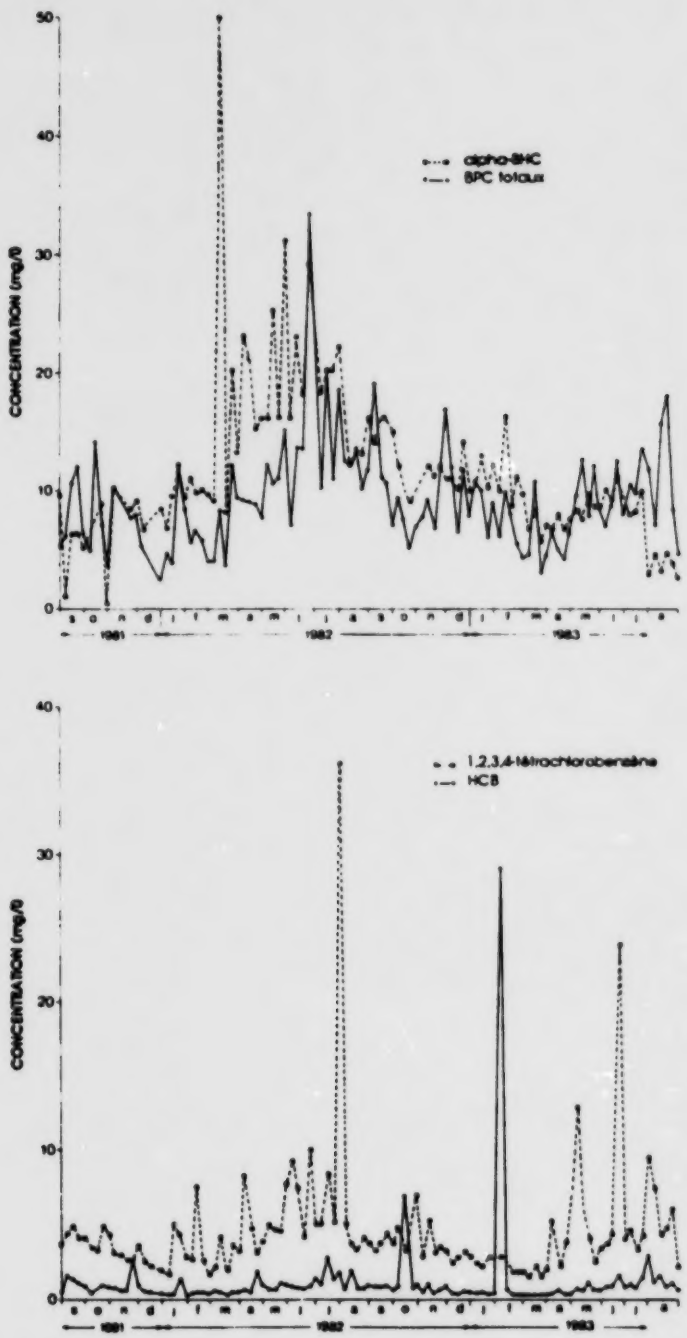


Figure 12

Concentrations de produits chimiques organiques dans des échantillons d'eau prélevés hebdomadairement à NOTL de 1981 à 1983 (Oliver *et* Nicol, 1984)

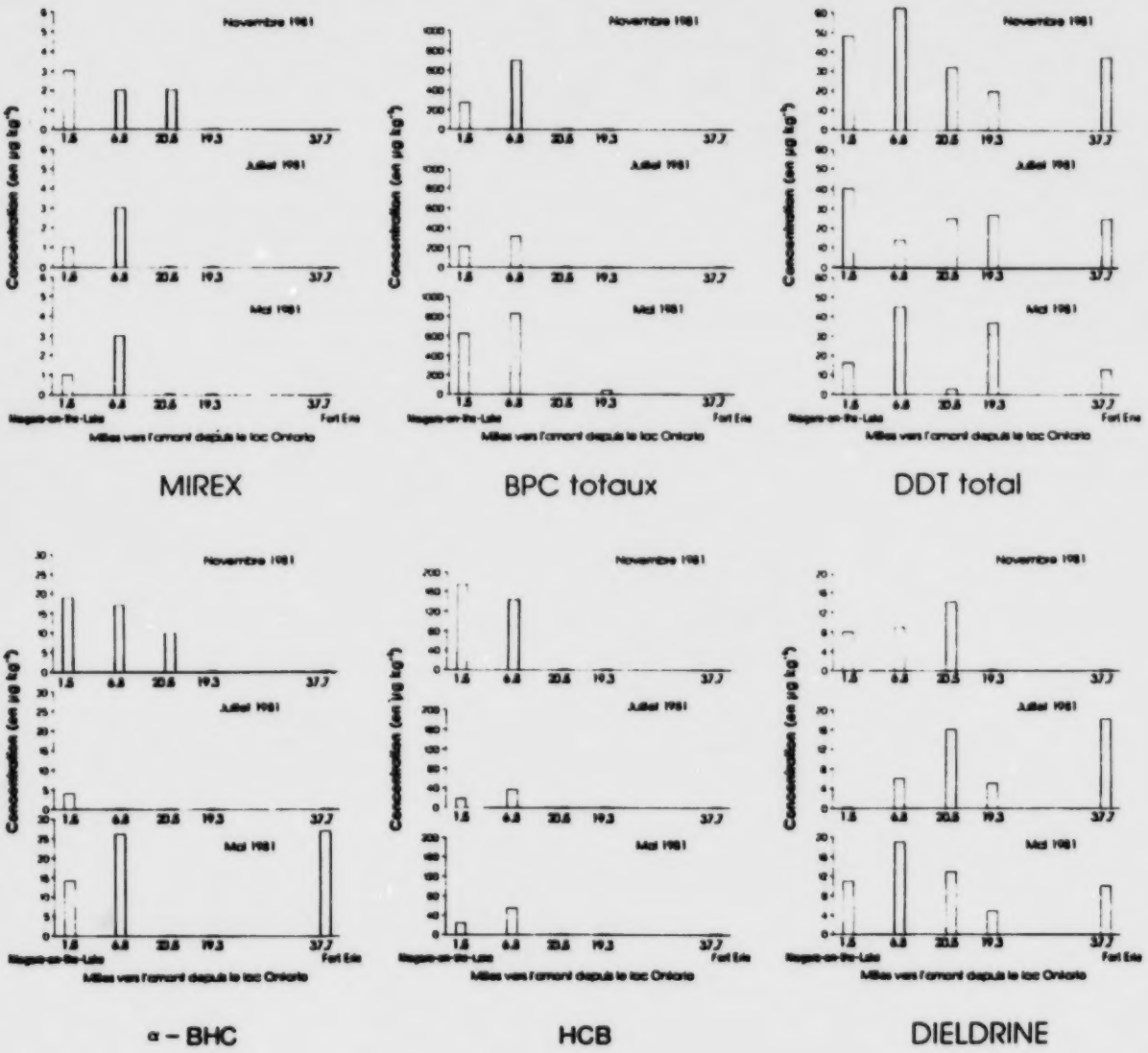


FIGURE 13

Répartition du DDT total, de la dieldrine, du mirex, de l'alpha-BHC, du HCB et des BPC (ppb) dans les sédiments en suspension de la rivière Niagara en 1981 (Kuntz, 1984b)

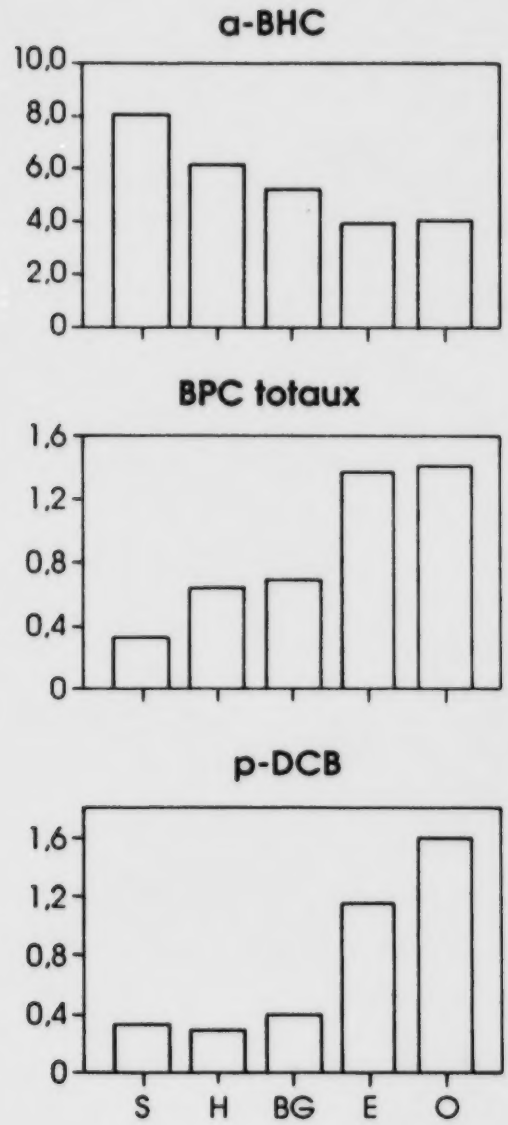


Figure 14

Comparaison des concentrations moyennes d'a-BHC, de BPC totaux et de p-DCB ($ng.L^{-1}$) (Tous les composés ont été détectés dans toutes les stations d'échantillonnage de chacun des lacs et de la baie Georgienne.)

S = lac Supérieur; H = lac Huron; E = lac Érié; O = lac Ontario; BG = baie Georgienne. (Stevens et Neilson, sous presse).

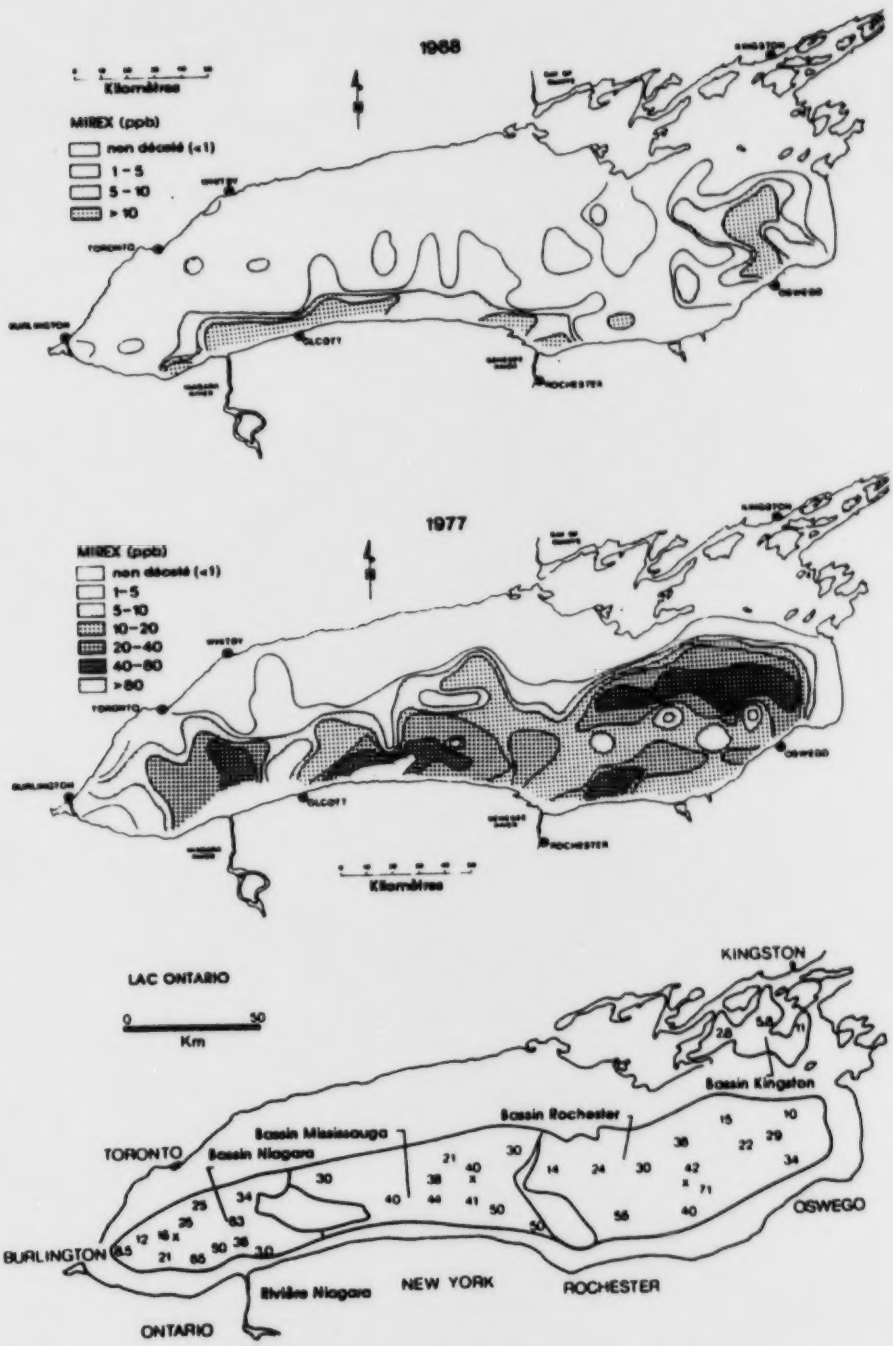


Figure 15

Concentrations de mirex (ppb) dans les 3 cm superficiels des sédiments du lac Ontario : a) 1968 (Holdrinet *et al.*, 1978); b) 1977 (Thomas *et al.*, 1988); c) 1981 (Oliver *et al.*, 1987)

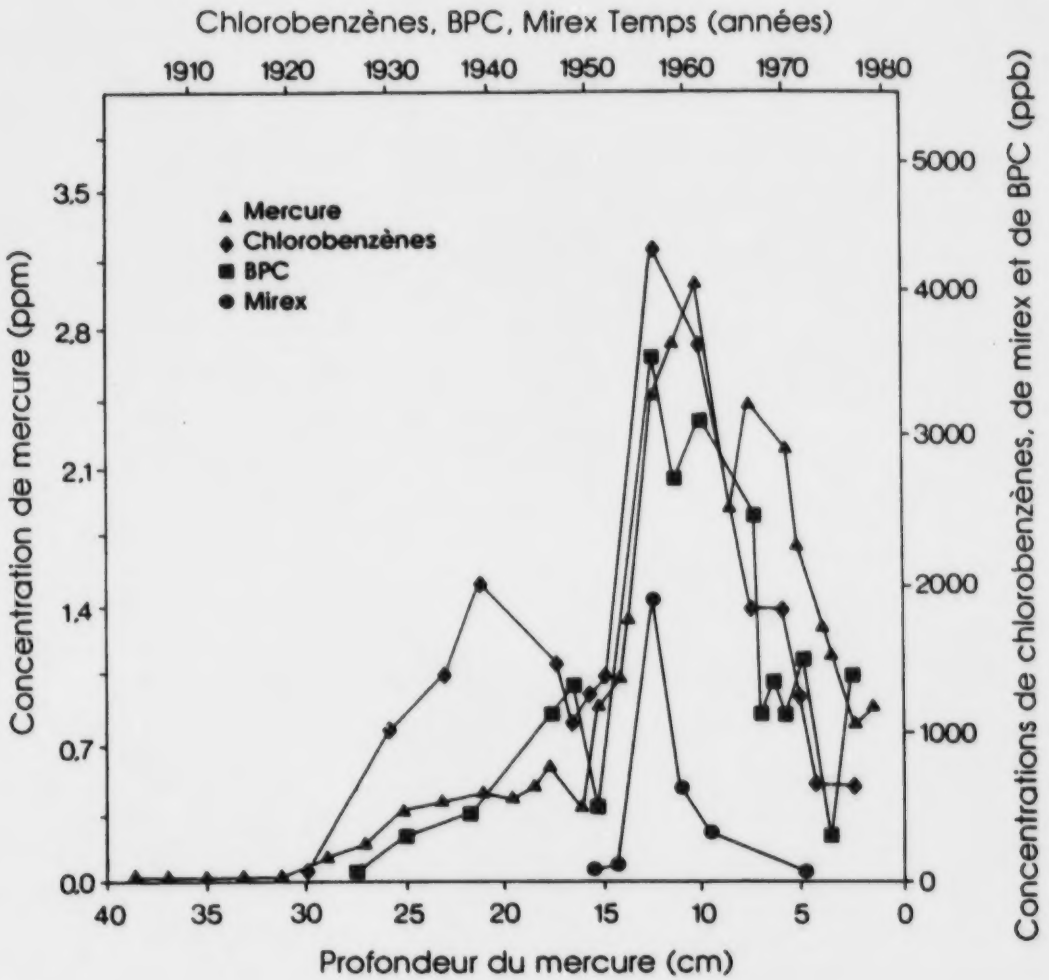


Figure 16

Répartition du mirex, des chlorobenzènes et des BPC dans des carottes de sédiments du delta de la rivière Niagara (Durham et Oliver, 1983) et répartition du mercure dans des carottes de sédiments du lac Ontario oriental (Eadie *et al.*, 1983)

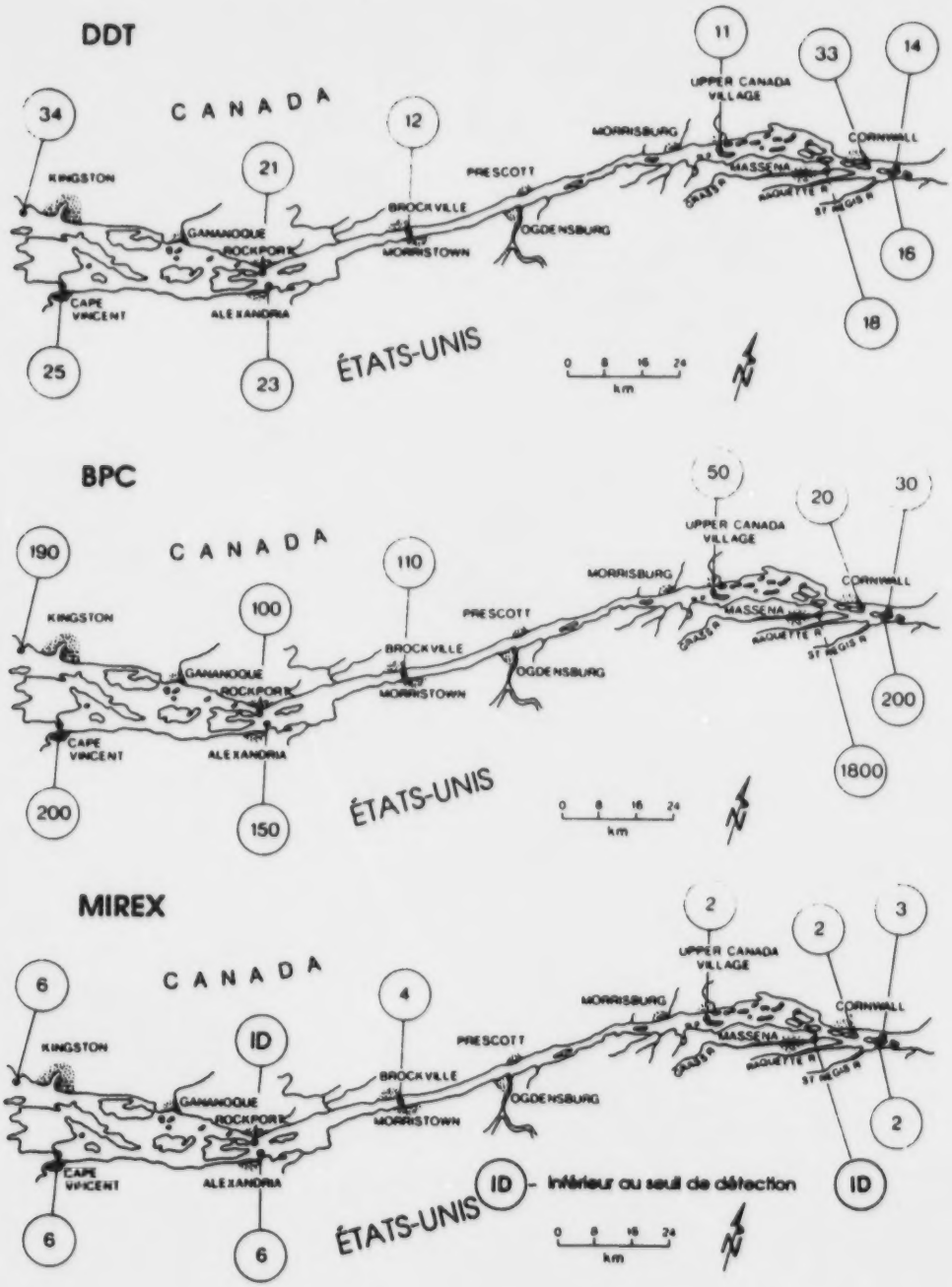


Figure 17

DDT total et métabolites, BPC et mirex présents dans les matières en suspension du fleuve Saint-Laurent (ppb) en 1981 (Merriman, 1987)

TABLEAU 1 CARACTÉRISTIQUES PHYSIQUES DES GRANDS LACS

	Supérieur	Michigan	Huron	Érié	Ontario	Totaux
Altitude (m)	183	176	176	173	74	
Longueur (km)	563	494	332	388	311	
Largeur (km)	257	190	245	92	85	
Profondeur moyenne (m)	147	85	59	19	86	
Profondeur maximale (m)	405	281	229	64	244	
Volume (km^3)	12 100	4 920	3 540	484	1 640	22 684
Superficie de l'étendue d'eau (km^2)	82 100	57 800	59 600	25 700	18 960	244 160
Superficie des terres drainées (km)	127 700	118 000	134 100	78 000	64 030	521 830
Total (km^2)	209 800	175 800	193 700	103 700	82 990	765 900
Longueur de la ligne de rivage (km)	4 385	2 633	6 157	1 402	1 146	17 017
Temps de séjour (années)	191	99	22	2.6	6	
Population :						
É.-U. (1980)	558 100	13 970 900	1 321 000	11 347 500	2 090 300	29 287 800
Canada (1981)	180 440		1 051 119	1 621 106	4 551 875	7 404 540
Totaux	738 540	13 970 900	2 372 119	12 968 606	6 662 175	36 692 340
Émissaire	Rivière St. Marys	Détroit de Mackinac	Rivière St. Clair	Rivière Niagara Canal Welland	Fleuve Saint-Laurent	

Source : Botts, L. et B. Krusheinicki, 1987.

TABLEAU 2 OBJECTIFS DE L'ACCORD RELATIF À LA QUALITÉ DE L'EAU DANS LES GRANDS LACS POUR LES PRINCIPAUX PRODUITS CHIMIQUES EXAMINÉS

	Objectifs spécifiques de l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs[1] en ppb* (µg/L)	Recommandations du CCMRE en matière de qualité de l'eau pour la vie aquatique[2] en ppb* (µg/L)
Plomb	10-25 (2-5)[3,4]	1,0-7,0[5]
Mercure	0,2[6]	0,1
Cadmium	0,2	0,2-1,8[5]
Arsenic	50,0	50,0
DDT[7]	0,003	0,001
Aldrine/Dieldrine	0,001	-
Dieldrine	-	0,004
BHC	(0,02)	0,01
Lindane	0,01	-
Toxaphène	0,008	0,008
BPC[8]	(0,001)	0,001
HCB	-	0,0065
HCBD	-	0,1
2,3,7,8-TCDD	SD[9] (0,00001)	-
Benzo(a)pyrène	(0,01)	-
Mirex	SD (0,005)	-

1. CMI, 1987c. Ces objectifs spécifiques sont ceux de l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs de 1978 ou ceux ultérieurement approuvés par la CMI. Échantillon d'eau non filtrée.
2. Conseil canadien des ministres des ressources et de l'environnement, 1987. Échantillon d'eau non filtrée.
3. Les valeurs entre parenthèses correspondent aux recommandations du Comité des objectifs pour l'écosystème de la CMI.
4. Les concentrations sont différentes selon les lacs (les objectifs sont plus élevés pour les lacs d'aval que pour les lacs d'amont).
5. La concentration dépend de la dureté de l'eau (plus l'eau est dure, plus la recommandation proposée pour les concentrations est exigeante).
6. Échantillon d'eau filtrée.
7. DDT total.
8. BPC totaux.
9. Seuil de détection. «Les autres contaminants organiques, ceux pour lesquels des objectifs spécifiques n'ont pas été établis mais dont il peut être démontré qu'ils sont persistants et vraisemblablement toxiques, devraient être substantiellement absents dans l'eau et les organismes aquatiques, c.-à-d. en quantités inférieures aux seuils de détection tels qu'ils sont déterminés par les meilleures méthodes scientifiques disponibles» (CMI, 1978). Le premier ensemble d'objectifs présenté est celui des objectifs spécifiques de l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs de 1978. Ces objectifs ont été modifiés par le Protocole de 1987. Bien que ce protocole mentionne que le déversement de substances toxiques en quantités toxiques doive être interdit et que le déversement de toute substance toxique persistante doive être virtuellement éliminé (CMI, 1978), les objectifs spécifiques énumérés dans l'Accord de 1978 révisé ont été adoptés en 1987 à titre d'objectifs provisoires pour les substances toxiques persistantes. Le deuxième ensemble de recommandations a été celui proposé par le Conseil canadien des ministres des ressources et de l'environnement (CCMRE). En 1984, le CCMRE a approuvé une recommandation du Groupe de travail sur les recommandations pour la qualité des eaux visant une harmonisation des lignes directrices canadiennes en matière de qualité de l'eau (CCMRE, 1987). Ces recommandations sont ici présentées à des fins de comparaison avec les objectifs de la CMI. L'introduction du rapport du Groupe de travail indique que les recommandations ne devraient pas être considérées comme des valeurs universelles pour la qualité de l'eau à l'échelle nationale et que des variations des conditions environnementales d'un bout à l'autre du pays influeront de différentes manières sur la qualité de l'eau, de sorte qu'un grand nombre des recommandations devront être modifiées en fonction des conditions locales (CCMRE, 1987).

TABLEAU 3 UNITÉS DE MESURE

	Poids sec	Poids humide
ppm partie par million	mg/kg milligramme par kilogramme	mg/L milligramme par litre
ppb partie par milliard	µg/kg microgramme par kilogramme	µg/L microgramme par litre
ppt partie par billion	ng/kg nanogramme par kilogramme	ng/L nanogramme par litre
ppq partie par mille billions	pg/kg picogramme par kilogramme	pg/L picogramme par litre

TABLEAU 4 CONCENTRATIONS DE CONTAMINANTS DANS L'EAU DU LAC SUPÉRIEUR (ppt)

Produit	Échantillon	Année du dosage	Nombre	Min.	Max.	Moyenne	ET	Médiane	SD	% <SD	Renvoi
Pb	dis.	1983	22	ND	100	14	31	6	27	41	(1) (5)
Pb	dis.	<1986				75					(11)
Pb	part.	1977	7	50	4 700	770	1 700	100			(2)
Pb	part.	1983	22	11	48	25	10	23	2	0	(1) (5)
Pb	part.	<1986				25					(11)
Pb	totale	1975	5			400	200				(4)
Pb	totale	1977	7	<300	3 200	1 500	1 300	1 500			(2)
Pb	totale	<1981		1000	1 500						
Pb	totale	1983	22	ND	130	39	34	29	27		(1) (5)
Hg	dis.	1983	22	ND	56	0,91	18	0	6,9	95	(1) (5)
Hg	dis.	<1986				7					(11)
Hg	part.	1983	22	ND	100	7,6	34	1			(1)
Hg	part.	<1986				3					(11)
Hg	totale	1970-71	226	ND	470	180	130		50		(3)
Hg	totale	<1981		50	100						
Hg	totale	1983	22	ND	120	9,8	34	2	6,9	90	(1) (5)
Cd	dis.	1983	22	ND	12	6,6	3	6	2	64	(1) (5)
Cd	dis.	<1986				20					(11)
Cd	part.	1977	7	2	40	10	10	4			(2)
Cd	part.	1983	22	ND	38	21	10	21	3,9	23	(1) (5)
Cd	part.	<1986				20					(11)
Cd	totale	1977	7	<20	250	120	100	130			(2)
Cd	totale	<1981				<200					(12)
Cd	totale	1983	22	70	44	27	10	27	2		(1)
As	dis.	1983	22	400	900	550	130	520	29	0	(1) (5)
As	part.	1983	22	ND	50	11	25	10	50	91	(1) (5)
As	totale	1969	47	ND	1 000	230			100		(13)
As	totale	1975	5			800	100				(4)
As	totale	1983	22	430	900	560	130	520	29		(1)
As	totale	<1986				600					(11)
tDDT	dis.	<1986				0,1					(11)
tDDT	part.	<1986				0,1					(11)
p,p'-DDT	totale	1983	11	0,01	0,513	0,227	0,189	0,39			(6)
o,p'-DDT	totale	1983	3	0,016	0,195	0,113	0,09				(6)
p,p'-DDT	totale	1986	19		ND				0,007	100	(7)
o,p'-DDT	totale	1986	19		ND				0,007	100	(7)
p,p'-DDE	totale	1983	15	0,007	0,041	0,02	0,009				(6)
p,p'-DDE	totale	1983	17	0,005	0,024	0,012	0,006				(8)
p,p'-DDE	totale	1986	19		ND				0,007	100	(7)
Dieldrine	dis.	<1986				0,1					(11)
Dieldrine	part.	<1986				0,1					(11)
Dieldrine	totale	<1981				<5					(12)
Dieldrine	totale	1983	15	0,08	0,412	0,205	0,092	0,21			(6)
Dieldrine	totale	1986	19	0,231	0,425	0,3			0,007	0	(7)
a-BHC	dis.	<1986				2					(11)
a-BHC	part.	<1986				0,2					(11)
a-BHC	totale	1983	16	2,894	15,891	7,716	3,02	7,78		0	(6)
a-BHC	totale	1986	19	5,712	10,991	8,069			0,007	0	(7)
Lindane	dis.	<1986				0,6					(11)
Lindane	part.	<1986				0,1					(11)
Lindane	totale	1983	16	0,278	2,255	0,766	0,461	0,684		0	(6)
Lindane	totale	1986	19	0,802	1,434	1,092			0,007	0	(7)
Mirex	totale	1983	1			0,004					(6)
Mirex	totale	1986	19						0,007	100	(7)
Toxaphène	dis.	<1986				0,4					(11)
Toxaphène	part.	<1986				0,2					(11)
Toxaphène	totale	1981				0,5					(9)
B[a]P	dis.	<1986				0,07					(11)
B[a]P	part.	<1986				0,03					(11)
HCB	dis.	<1986				0,01					(11)
HCB	part.	<1986				0,01					(11)
HCB	totale	1983	16	0,011	0,051	0,028	0,01	0,025			(6)

TABLEAU 4 SUITE

Produit	Échantillon	Année du dosage	Nombre	Min.	Max.	Moyenne	ET	Médiane	SD	% <SD	Renvoi
HCB	totale	1983	17	0,01	0,049	0,023	0,009				(8)
HCB	totale	1986	19	0,018	0,04	0,026			0,007	0	(7)
BPC	dis.	1978				1,3	1,3				(15)
BPC	dis.	1986				0,55	0,37				(14)
BPC	dis.	<1986				0,4					(11)
BPC	part.	<1986				0,2					(11)
BPC	totale	1978–80	126	0,3	8,4	1,8	0,2				(10)
BPC	totale	<1981		1	4	<100					(12)
BPC	totale	1983	16	1,166	5,113	2,363	1,088	1,94			(6)
BPC	totale	1983	17	0,32	1,07	0,63	0,24				(8)
BPC	totale	1986	19	0,193	0,578	0,337			0,17	0	(7)

ND : non décelé
Échantillon : totale = eau non filtrée; dis. = phase aqueuse; part. = particules en suspension
Nombre : nombre d'échantillons
ET : écart type
SD : seuil de détection
% < SD : pourcentage sous le seuil de détection

1. Rossmann, 1986. Conc. dans la phase particulaire : ppt = ng/L. Porosité du filtre : 0,5 µm. Conc. dans phase part. + conc. dans phase aqueuse = conc. dans l'eau non filtrée.
2. Eisenreich, 1982. Conc. dans la phase particulaire : ppt = ng/L. Porosité du filtre : 0,4 µm.
3. Chau et Saitoh, 1973.
4. Poldoski *et al.*, 1978.
5. Rossmann et Barres, 1988. Les nombres présentés sous «% sous le seuil de détection» représentent en réalité le pourcentage des dosages sous le seuil ou le critère de détection. Les conc. dans la phase particulaire sont exprimées en ng/L.
6. Chan, 1984.
7. Stevens et Neilson, sous presse.
8. Baker *et al.*, 1985. Tous les échantillons provenaient du même emplacement du lac Supérieur occidental.
9. Sullivan et Armstrong, 1985.
10. Eisenreich, 1987.
11. Strachan et Eisenreich, 1988. La valeur moyenne est basée sur une évaluation des données historiques jusqu'en 1985-1986. Ces valeurs ont été utilisées dans des modèles de bilans massiques. Conc. dans la phase particulaire : ppt = ng/L. Conc. dans phase part. + conc. dans phase aqueuse = conc. dans l'eau non filtrée.
12. Sonzogni et Simmons, 1981. Intervalles typiques de concentrations. Ces valeurs ne sont présentées que pour illustrer les types de valeurs et les intervalles relatifs de concentrations signalées.
13. Traversy *et al.*, 1975.
14. Baker et Eisenreich, 1989.
15. Capel et Eisenreich, 1985.

TABLEAU 5 CONCENTRATIONS DE CONTAMINANTS DANS LES SÉDIMENTS DE FOND DU LAC SUPÉRIEUR (ppb)

Produit	Échantillon	Année du dosage	Nombre	Min.	Max.	Moyenne	ET	Médiane	SD	% <SD	Renvoi
Pb	3 cm	1973	404			44 000	27 000				(11)
Pb	1 cm	1973	5	74 900	143 900	120 000	25 607	133 400			(1)
Pb		<1981		<50 000	150 000	50 000					(8)
Pb		<1984		74 900	138 210						(10)
Pb		<1986				100 000					(9)
Hg	3 cm	1973	404			83	56				(11)
Hg	1 cm	1973	5	94	356	190	91	160			(1)
Hg		<1981		30	300	100					(8)
Hg		<1984		94	160						(10)
Hg		<1986				100					(9)
Cd	3 cm	1973	404			1 200	800				(11)
Cd	1 cm	1973	5	1 400	2 500	2 200	445	2 500			(1)
Cd		<1981		500	2 500	1 000					(8)
Cd		<1984		1 400	2 500						(10)
Cd		<1986				600					(9)
As	3 cm	1973	404			1 700	2 500				(11)
As	3 cm	1973	15	500	8 000	2 033	2 429	800			(2)
tDDT		<1986				8					(9)
p,p'-DDE	3 cm	1973	405	ND	23	0,71	1,65		0,25	66	(5)
DDE	3 cm	1983	6	2,2	7,6	4,6	1,9				(3)
Dieldrine	3 cm	1973	405	ND	1,9	<0,25			0,25	95	(5)
Dieldrine		<1986				20					(9)
a-BHC		<1986				0,8					(9)
Lindane		<1986				0,1					(9)
B[a]P			1			28					(7)
B[a]P		<1986				30					(9)
B[a]P		1986	3	32	40	45	14				(12)
HCB	3 cm	1980	13	0,02	0,7	0,2					(4)
HCB	3 cm	1983	6	0,7	1,8	2,4	0,4				(3)
HCB		<1986				0,2					(9)
HCBD	3 cm	1983	6	< 0,1	0,1	0,1					(3)
BPC	3 cm	1973	405	ND	57	3,3	5,7		2,5	78	(5)
BPC	0,5 cm	1977-78	18	5	390	130	110				(6)
BPC		<1981				200					(8)
BPC	3 cm	1983	6	14	53	27	12				(3)
BPC		<1986				30					(9)
BPC		1986	3	5,32	11,73	8,62	2,62				(12)

ND : non décelé
ET : écart type
SD : seuil de détection

Échantillon: totale= eau non filtrée; dis.= phase aqueuse; part.= particules en suspension
Nombre: nombre d'échantillons
% < SD : pourcentage sous le seuil de détection

1. Kemp *et al.*, 1978.
2. Traversy *et al.*, 1975.
3. Bourbonnière *et al.*, 1986.
4. Oliver et Nicol, 1982. Zones sédimentaires et non sédimentaires.
5. Frank *et al.*, 1980a. Zones sédimentaires et non sédimentaires.
6. Eisenreich *et al.*, 1980.
7. Eadie, 1984.
8. Sonzogi et Simmons, 1980. Intervalles typiques de concentrations. Ces valeurs ne sont présentées que pour illustrer les types de valeurs et les intervalles relatifs des concentrations signalées.
9. Strachan et Eisenreich, 1988. La valeur moyenne est basée sur une évaluation des données historiques jusqu'en 1985-1986. Ces valeurs ont été utilisées dans des modèles de bilans massiques.
10. Mudroch *et al.*, 1988. Ces nombres résument les intervalles des concentrations relevées dans des rapports publiés entre 1974 et 1984. Les concentrations ont été mesurées dans des échantillons de surface dans les zones sédimentaires.
11. CMI, 1977c.
12. Baker et Eisenreich, 1989.

TABLEAU 6 CONCENTRATIONS DE CONTAMINANTS DANS L'EAU DU LAC MICHIGAN (ppt)

Produit	Échantillon	Année du dosage	Nombre	Min.	Max.	Moyenne	ET	Médiane	SD	% <SD	Renvoi	
Pb	dis.	1981	11	23	270	150	80	14	33	9	(1)	(5)
Pb	dis.	<1986				150					(8)	
Pb	part.	<1986				50					(8)	
Pb	totale	<1981				7000					(3)	
Pb	totale	1981	11	130	480	260	110	250	33	0	(1)	(5)
Hg	dis.	1981	11	ND	120	44	33	48	26	27	(1)	(5)
Hg	dis.	<1986				37					(8)	
Hg	part.	<1986				8					(8)	
Hg	totale	<1981				<1000					(3)	
Hg	totale	1981	11	ND	110	52	31	45	26	18	(1)	(5)
Cd	dis.	1981	11	27	190	56	44	45	5,3	0	(1)	(5)
Cd	dis.	<1986				20					(8)	
Cd	part.	<1986				20					(8)	
Cd	totale	1978	17	12	45,6	26,6	9,3	26			(2)	
Cd	totale	<1981		<20	3000	<20						
Cd	totale	1981	11	19	87	42	18	44	5,3	0	(1)	(5)
As	dis.	1981	11	420	1200	750	260	790	380	0	(1)	(5)
As	totale	1981	11	480	1300	790	260	690	380	0	(1)	(5)
As	totale	<1986				800					(8)	
DDT	dis.	<1986				0,1					(8)	
DDT	part.	<1986				0,1					(8)	
DDT	totale	<1981				<1000					(3)	
Dieldrine	dis.	<1986				0,2					(8)	
Dieldrine	part.	<1986				0,1					(8)	
Dieldrine	totale	<1981	15			<1					(3)	
a-BHC	dis.	<1986				9					(8)	
a-BHC	part.	<1986				1					(8)	
Lindane	dis.	<1986				0,6					(8)	
Lindane	part.	<1986				0,1					(8)	
Toxaphène	dis.	<1986				0,4					(8)	
Toxaphène	part.	<1986				0,2					(8)	
Toxaphène	totale	<1981				<1					(3)	
Toxaphène	totale	1981				0,6					(4)	
B[a]P	dis.	<1986				0,7					(8)	
B[a]P	part.	<1986				0,3					(8)	
HCB	dis.	<1986				0,04					(8)	
HCB	part.	<1986				0,02					(8)	
BPC	dis.	<1986				1,4					(8)	
BPC	part.	<1986				0,6					(8)	
BPC	totale	<1981				<100					(3)	
BPC	totale	1980	7			6,36	1,3				(7)	
BPC	totale	1980	19	0,4	7,9	1,8	1,8	1,8			(6)	

ND : non décelé
Échantillon : totale = eau non filtrée; dis. = phase aqueuse; part. = particules en suspension
Nombre : nombre d'échantillons
ET : écart type
SD : seuil de détection
% < SD : pourcentage sous le seuil de détection

1. Rossmann, 1984. Conc. dans la phase particulaire : ppt = ng/L. Porosité du filtre 0,5 µm. Conc. dans phase part. + conc. dans phase aqueuse = conc. dans l'eau non filtrée.
2. Muhlbaier et Tsue, 1981.
3. Sonzogni et Simmons, 1981. Intervalles typiques de concentrations. Ces valeurs ne sont présentées que pour illustrer les types de valeurs et les intervalles relatifs des concentrations signalées.
4. Sullivan et Armstrong, 1985.
5. Rossmann et Barres, 1988. Les nombres présentés sous «% sous le seuil de détection» représentent en réalité le pourcentage des dosages sous le seuil ou le critère de détection. Les conc. dans la phase particulaire sont exprimées en ng/L.
6. Swackhammer et Armstrong, 1987.
7. Eadie *et al.*, 1983.
8. Strachan et Eisenreich, 1988. La valeur moyenne est basée sur une évaluation des données historiques jusqu'en 1985-1986. Ces valeurs ont été utilisées dans des modèles de bilans massiques. Conc. dans la phase particulaire : ppt = ng/L. Conc. dans phase part. + conc. dans phase aqueuse = conc. dans l'eau non filtrée.

TABLEAU 7 CONCENTRATIONS DE CONTAMINANTS DANS LES SÉDIMENTS DE FOND DU LAC MICHIGAN (PPB)

Produit	Échantillon	Année du dosage	Nombre	Min.	Max.	Moyenne	ET	Médiane	% SD	<SD	Renvoi
Pb	3 cm	1975	286	1 000	153 000	40 000	41 000			3	(3)
Pb		<1981		1 000	150 000	40 000					(1)
Pb		<1984		10 000	130 000						(8)
Pb		<1986				40 000					(2)
Hg	3 cm	1975	286	20	800	107	111			0,7	(3)
Hg		<1981		20	600	100					(1)
Hg		<1984		30	380						(8)
Hg		<1986				100					(2)
Cd	3 cm	1975	286	500	2 500	900	400			66	(3)
Cd		<1981		500	2 500	1 000					(1)
Cd		<1984		50	1 800						(8)
Cd		<1986				1 000					(2)
As	3 cm	1975	286	800	153 000	10 500	16 000			0,7	(3)
As		<1984		5 000	15 000						(8)
As		<1986				11 000					(2)
tDDT	3 cm	1975	286			11,9	18,59		0,1	7	(7)
tDDT		<1981		2	300	20					(1)
tDDT		<1986				50					(2)
p,p'-DDE	3 cm	1975	286			5,43	8,44		0,1	7	(7)
Dieldrine	3 cm	1975	286			0,25	0,43		0,1	52	(7)
Dieldrine		<1981		<0,5	10	2					(1)
Dieldrine		<1986				40					(2)
Mirex	3 cm	1975	62			ND			0,2	100	(7)
HAP	3 cm	1978		200	6 200						(6)
a-BHC		<1986				1					(2)
Lindane		<1986				0,5					(2)
B[a]P		<1983				480	246				(5)
B[a]P		<1986				500					(2)
HCB		<1986				2					(2)
BPC	3 cm	1975	279			9,7			2	20	(7)
BPC		<1981		100	200						(1)
BPC		<1986				200					(2)
BPC		1980									
OCDD		1982	1			0,96					(4)

ND : non décelé
Échantillon : totale = eau non filtrée; dis. = phase aqueuse; part. = particules en suspension
Nombre : nombre d'échantillons
ET : écart type
SD : seuil de détection
% < SD : pourcentage sous le seuil de détection

1. Sonzogni et Simmons, 1981. Intervalles typiques de concentrations. Ces valeurs ne sont présentées que pour illustrer les types de valeurs et les intervalles relatifs des concentrations signalées.
2. Strachan et Eisenreich, 1988. La valeur moyenne est basée sur une évaluation des données historiques jusqu'en 1985-1986. Ces valeurs ont été utilisées dans des modèles de bilans massiques.
3. Cahill, 1981. Zones sédimentaires et zones non sédimentaires.
4. Czuczwa et Hites, 1986.
5. Eadie, 1984.
6. Helfrich et Armstrong, 1986. Lac Michigan méridional.
7. Frank *et al.* 1981a. Zones sédimentaires et zones non sédimentaires.
8. Mudroch *et al.* 1988. Ces nombres résument les intervalles de concentrations relevées dans des rapports publiés entre 1974 et 1984. Les concentrations ont été mesurées dans des échantillons de surface dans les zones sédimentaires.

TABLEAU 8 CONCENTRATIONS DE CONTAMINANTS DANS L'EAU DU LAC HURON (ppt)

Produit	Échantillon	Année du dosage	Nombre	Min.	Max.	Moyenne	ET	Médiane	SD	% <SD	Renvoi
Pb	dis.	1980	23	ND	81	19	26	8,9	23	71	(2) (5)
Pb	dis.	<1986				150					(1)
Pb	part.	1980	23	ND	140	50	34	41	12	4	(2) (5)
Pb	part.	<1986				50					(1)
Pb	totale	<1981				<1000					(10)
Pb	totale	1980	23	ND	110	38	35	22	34	61	(2) (5)
Hg	dis.	1980	23	ND	360	50	90	4,2	200	87	(2) (5)
Hg	dis.	<1986				7					(1)
Hg	part.	<1986				3					(1)
Hg	totale	1970-71	387	50	380	170	110		50		(6)
Hg	totale	<1981		<40	150						(10)
Hg	totale	1980	23	ND	350	60	92	11	89	61	(2) (5)
Cd	dis.	1980	23	ND	46	3,8	10	0	17	91	(2) (5)
Cd	dis.	<1986				20					(1)
Cd	part.	1980	23	ND	150	21	31	12	0,83	13	(2) (5)
Cd	part.	<1986				20					(1)
Cd	totale	<1981				<20					(10)
Cd	totale	1980	23	ND	61	16	13	15	5,5	13	(2) (5)
As	dis.	1980	23	ND	1750	240	190	250	20	22	(2) (5)
As	part.	1980	23	ND	17	8	4,6	8,6	1,4	61	(2) (5)
As	totale	1969	155	ND	700	410			100	0	(3)
As	totale	1980	23	72	53	250	120	210	14	0	(2) (5)
As	totale	<1986				700					(1)
tDDT	dis.	<1986				0,1					(1)
tDDT	part.	<1986				0,1					(1)
tDDT	totale	<1981				<4					(10)
p,p'-DDT	totale	1980	15	0,01	0,062	0,028	0,013	0,029			(7)
p,p'-DDT	totale	1981	5	0,007	0,027	0,014	0,007	0,01			(7)
p,p'-DDT	totale	1984	16		ND					100	(8)
o,p'-DDT	totale	1984	16		ND					100	(8)
p,p'-DDT	totale	1986	17		ND				0,007	100	(8)
o,p'-DDT	totale	1986	17		ND				0,007	100	(8)
p,p'-DDE	totale	1980	15	0,01	0,09	0,031	0,024	0,021			(7)
p,p'-DDE	totale	1981	5	0,006	0,019	0,013	0,005	0,012			(7)
p,p'-DDE	totale	1984	16	<0,002	0,016						(8)
p,p'-DDE	totale	1986	17	0,018	0,046	0,024			0,007	61	(8)
Dieldrine	dis.	<1986				0,2					(1)
Dieldrine	part.	<1986				0,1					(1)
Dieldrine	totale	<1981				<1					(10)
Dieldrine	totale	1984	16	0,197	0,366						(8)
Dieldrine	totale	1986	17	0,202	0,688	0,368			0,007	0	(8)
a-BHC	dis.	<1986				9					(1)
a-BHC	part.	<1986				1					(1)
a-BHC	totale	1984	16	4,32	12,19						(8)
a-BHC	totale	1986	17	2,504	10,847	6,16			0,007	0	(8)
Lindane	dis.	<1986				0,6					(1)
Lindane	part.	<1986				0,1					(1)
Lindane	totale	1984	16	0,475	0,835						(8)
Lindane	totale	1986	17	0,512	1,418	0,805				0	(8)
Mirex	totale	1986	17		ND				0,007	100	(8)

TABLEAU 8 SUITE

Produit	Échantillon	Année du dosage	Nombre	Min.	Max.	Moyenne	ET	Médiane	SD	% <SD	Renvoi
Toxaphène	dis.	<1986				0,4					(1)
Toxaphène	part.	<1986				0,2					(1)
Toxaphène	totale	1980-81				1,6					(9)
B[a]P	dis.	<1986				0,07					(1)
B[a]P	part.	<1986				0,03					(1)
HCB	dis.	<1986				0,01					(1)
HCB	part.	<1986				0,01					(1)
HCB	totale	1980	15	0,003	0,019	0,009	0,005	0,007			(7)
HCB	totale	1980	5	0,02	0,1	0,04			0,01		(4)
HCB	totale	1981	5	0,002	0,007	0,005	0,002	0,004			(7)
HCB	totale	1984	16	0,003	0,032						(8)
HCB	totale	1986	17	0,018	0,073	0,033				6	(8)
BPC	dis.	<1986				0,7					(1)
BPC	part.	<1986				0,3					(1)
BPC	totale	1980	15	0,282	3,232	0,929	0,837	0,572			(7)
BPC	totale	1981	5	0,135	0,78	0,4	0,234	0,349			(7)
BPC	totale	<1981		1	10	<100					(10)
BPC	totale	1984	16	0,076	0,394						(8)
BPC	totale	1986	17	0,186	2,342	0,631				0	(8)

ND : non décelé
Échantillon : totale = eau non filtrée; dis. = phase aqueuse; part. = particules en suspension
Nombre : nombre d'échantillons
ET : écart type
SD : seuil de détection
% < SD : pourcentage sous le seuil de détection

1. Strachan et Eisenreich, 1988. La valeur moyenne est basée sur une évaluation des données historiques jusqu'en 1985-1986. Ces valeurs ont été utilisées dans des modèles de bilans massiques. Conc. dans la phase particulaire : ppt = ng/L. Conc. dans phase part. + conc. dans phase aqueuse = conc. dans l'eau non filtrée.
2. Rossmann, 1982. Incluant la baie Georgienne et le chenal North. Conc. dans la phase particulaire : ppt = ng/L. Porosité du filtre : 0,5 um. Conc. dans phase part. + conc. dans phase aqueuse = conc. dans l'eau non filtrée.
3. Traversy *et al.*, 1975. Excluant la baie Georgienne et le chenal North.
4. Oliver et Nicol, 1982.
5. Rossmann et Barres, 1988. Les nombres présentés sous «% sous le seuil de détection» représentent en réalité le pourcentage des dosages sous le seuil ou le critère de détection. Les conc. dans la phase particulaire sont exprimées en ng/L.
6. Chau et Saitoh, 1973. Excluant la baie Georgienne et le chenal North.
7. Fildns et Smith, 1982. Incluant la baie Georgienne et le chenal North.
8. Stevens et Neilson, sous presse. La baie Georgienne et le chenal North ne figurent pas dans les résultats pour 1986. Les résultats pour 1984 sont basés sur des échantillons centrifugés et tiennent compte de la baie Georgienne et du chenal North.
9. Swain, 1978, tel qu'il est cité dans Kreis et Rice, 1985.
10. Sonzogni et Simmons, 1981. Intervalles typiques de concentrations. Ces valeurs ne sont présentées que pour illustrer les types de valeurs et les intervalles relatifs de concentrations signalées.

TABLEAU 9 CONCENTRATIONS DE CONTAMINANTS DANS LES SÉDIMENTS DE FOND DU LAC HURON (ppb)

Produit	Échantillon	Année du dosage	Nombre	Min.	Max.	Moyenne	ET	Médiane	SD	% <SD	Renvoi
Pb	3 cm	1969	197			49 000	34 000				(6)
Pb	1-2 cm	?1969	6	81 300	151 400	123 100	23 000	132 000			(5)
Pb		<1981		50 000	150 000	50 000					(1)
Pb		<1984		3 000	151 400						(3)
Pb		<1986				70 000					(2)
Hg	3 cm	1969	197			217	160				(6)
Hg	1-2 cm	?1969	6	90	297	157	72	122			(5)
Hg		<1981		100	500	200					(1)
Hg		<1984		10	805						(3)
Hg		<1986				300					(2)
Cd	3 cm	1969	197			1 400	3 900				(6)
Cd	1-2 cm	?1969	6	1 400	2 600	2 000	450	2 000			(5)
Cd		<1981		1 000	2 000	1 500					(1)
Cd		<1984		300	4 300						(3)
Cd		<1986				1 000					(2)
As	3 cm	1969	197			1 090	2 160				(6)
As	3 cm	1969	10			2 300	1 100				(4)
As	1-2 cm	?1969	3	19 000	24 000	21 000	2 000	19 000			(5)
As		<1984		14 700	54 000						(3)
As		<1986				5 000					(2)
tDDT	3 cm	1969	174	ND	220	10,2			0,2	2,3	(11)
tDDT		<1981				<30					(1)
tDDT		<1986				40					(2)
p,p'-DDE	3 cm	1969	174	ND	21	3			0,2	6,9	(11)
DDE	3 cm	1980	9	2	15	10					(12)
DDE	3 cm	1980	5	4	28,9	20,6	9	23			(10)
Dieldrine	3 cm	1969	174	ND	1,3	<0,2			0,2	94,3	(11)
Dieldrine		<1981				<10					(1)
Dieldrine		<1986				20					(2)
Mirex	3 cm	1969			ND					100	(11)
Mirex	3 cm	1980	9		ND					100	(12)
a-BHC	3 cm	1980	9		low				0,2	0	(12)
a-BHC		<1986				1					(2)
Lindane	3 cm	1980	9		low				0,1	0	(12)
Lindane		<1986				0,5					(2)
B[a]P			1			294					(8)
B[a]P		<1986				200					(2)
HCB	3 cm	1980	42	0,4	5	2					(9)
HCB	3 cm	1980	9	0,5	3,3	1,5					(12)
HCB	3 cm	1980	5	1,7	3,1	2,4	0,46	2,3			(10)
HCB		<1986				2					(2)
HCBD	3 cm	1980	9	0,04	0,1	0,08					(12)
HCBD	3 cm	1980	5	0,05	0,6	0,3	0,2	0,3			(10)
BPC	3 cm	1969	174	3	90	13	10			0	(11)
BPC	3 cm	1980	9	12	51	34					(12)
BPC	3 cm	1980	5	64	390	152	121				(10)
BPC		<1981		<10	>100	100					(1)
BPC		<1986				100					(2)
OCDD		1975-81	4			088					(7)

ND : non décelé
Échantillon : totale = eau non filtrée; dis. = phase aqueuse; part. = particules en suspension
Nombre : nombre d'échantillons
ET : écart type
SD : seuil de détection
% < SD : pourcentage sous le seuil de détection

1. Sonzogni et Simmons, 1981. Intervalles typiques de concentrations. Ces valeurs ne sont présentées que pour illustrer les types de valeurs et les intervalles relatifs des concentrations signalées.
2. Strachan et Eisenreich, 1988. La valeur moyenne est basée sur une évaluation des données historiques jusqu'en 1985-1986. Ces valeurs ont été utilisées dans des modèles de bilans massiques.
3. Mudroch *et al.* 1988. Ces nombres résument les intervalles de concentrations relevées dans des rapports publiés entre 1974 et 1984. Les concentrations ont été mesurées dans des échantillons de surface dans les zones sédimentaires.
4. Traversy *et al.*, 1975.
5. Kemp *et al.*, 1978.
6. CMI, 1977b. Excluant la baie Georgienne et le chenal North.
7. Czuczwa et Hites, 1986.
8. Eadie, 1984.
9. Oliver et Nicol, 1982. Zones sédimentaires et non sédimentaires.
10. Bourbonnière *et al.*, 1986. Excluant la baie Georgienne et le chenal North.
11. Frank *et al.* 1979b. Excluant la baie Georgienne et le chenal North. Zones sédimentaires et non sédimentaires.
12. Oliver et Bourbonnière, 1985. Sud du lac Huron. Concentrations «faibles» : toutes les concentrations étaient supérieures au seuil de détection, mais s'en approchaient.

TABLEAU 10 CONCENTRATIONS DE CONTAMINANTS DANS L'EAU DU LAC ÉRIÉ (ppt)

Produit	Échantillon	Année du dosage	Nombre	Min.	Max.	Moyenne	ET	Médiane	SD	% <SD	Renvoi
Pb	dis.	1981	11	ND	500	220	140	170		9	(2) (5)
Pb	dis.	<1986				750					(4)
Pb	part.	1981	11					190			(5)
Pb	part.	<1986				250					(4)
Pb	totale	1978-79				1 180-26 310					(1)
Pb	totale	<1981		<1 000	5 000						(7)
Pb	totale	1981	11	150	3 000	910	1 000	340		0	(2) (5)
Hg	dis.	1981	11	ND	80	34	29	24		55	(2) (5)
Hg	dis.	<1986				30					(4)
Hg	part.	1981	11					2			(5)
Hg	part.	<1986				10					(4)
Hg	totale	1970-71	170	ND	400	170	110		50		(6)
Hg	totale	1978-79				10-730					(1)
Hg	totale	<1981				<1 000					(7)
Hg	totale	1981	11	ND	14	42	44	33		27	(2) (5)
Cd	dis.	1981	11	41	120	71	27	67		0	(2) (5)
Cd	dis.	<1986				50					(4)
Cd	part.	<1986				50					(4)
Cd	totale	1978-79				370-10 660					(1)
Cd	totale	<1981				<200					(7)
Cd	totale	1981	11	39	320	98	81	72		0	(2) (5)
As	dis.	1981	11	ND	800	380	190	420		55	(2) (5)
As	part.	1981	11					87			(5)
As	totale	1969	17	ND	600	250			100	35	(3)
As	totale	1978-79				ND-2 290					(1)
As	totale	1981	11	280	920	490	200	430		0	(2) (5)
As	totale	<1986				500					(4)
tDDT	dis.	<1986				0,1					(4)
tDDT	part.	<1986				0,1					(4)
tDDT	totale	<1981				<1					(7)
p,p'-DDT	totale	1986	21		ND				0,011	100	(8)
o,p'-DDT	totale	1986	21		ND				0,011	100	(8)
p,p'-DDE	totale	1986	21	0,028	0,096	0,053			0,011	48	(8)
Dieldrine	dis.	<1986				0,3					(4)
Dieldrine	part.	<1986				0,1					(4)
Dieldrine	totale	<1981				<1					(7)
Dieldrine	totale	1986	21	0,082	1,111	0,402			0,011	0	(8)
a-BHC	dis.	<1986				9					(4)
a-BHC	part.	<1986				1					(4)
a-BHC	totale	1986	21	2,576	6,513	3,962			0,011	0	(8)
Lindane	dis.	<1986				2,0					(4)
Lindane	part.	<1986				0,2					(4)
Lindane	totale	1986	21	0,581	2,554	1,075			0,011	0	(8)
Mirex	totale	1986	21		ND				0,011	100	(8)
Toxaphène	dis.	<1986				0,4					(4)
Toxaphène	part.	<1986				0,2					(4)
Toxaphène	totale	1981				0,7					(9)
B[a]P	dis.	<1986				0,2					(4)
B[a]P	part.	<1986				0,1					(4)

TABLEAU 10 SUITE

Produit	Échantillon	Année du dosage	Nombre	Min.	Max.	Moyenne	ET	Médiane	SD	% <SD	Renvoi
HCB	dis.	<1986				0,04					(4)
HCB	part.	<1986				0,02					(4)
HCB	totale	1986	21	0,025	0,26	0,078			0,011	24	(8)
BPC	dis.	<1986				0,7					(4)
BPC	part.	<1986				0,3					(4)
BPC	totale	<1981		1	10	<100					(7)
BPC	totale	1986	21	0,341	3,513	1,378			0,24	0	(8)

ND : non décelé
Échantillon : totale = eau non filtrée; dis. + phase aqueuse; part. = particules en suspension
Nombre : nombre d'échantillons
ET : écart type
SD : seuil de détection
% < SD : pourcentage sous le seuil de détection

1. Rathke, 1984. L'intervalle représente les concentrations moyennes du 2e au 4e trimestres de 1978 et de 1979 le long de la rive sud.
2. Rossmann, 1984. Conc. dans la phase particulaire : ppt = ng/L. Porosité du filtre : 0,5 µm. Conc. dans phase part. + conc. dans phase aqueuse = conc. dans l'eau non filtrée.
3. Traversy *et al.*, 1975.
4. Strachan et Eisenreich, 1988. La valeur moyenne est basée sur une évaluation des données historiques jusqu'en 1985-1986. Ces valeurs ont été utilisées dans des modèles de bilans massiques. Conc. dans la phase particulaire : ppt = ng/L. Conc. dans phase part. + conc. dans phase aqueuse = conc. dans l'eau non filtrée.
5. Rossmann et Barres, 1988. Les nombres présentés sous «% sous le seuil de détection» représentent en réalité le pourcentage des dosages sous le seuil ou le critère de détection. Les conc. dans la phase particulaire sont exprimées en ng/L.
6. Chau et Saitoh, 1973.
7. Sonzogni et Simmons, 1981. Intervalles typiques de concentrations. Ces valeurs ne sont présentées que pour illustrer les types de valeurs et les intervalles relatifs des concentrations signalées.
8. Stevens et Neilson, sous presse.
9. Sullivan et Armstrong, 1985.

TABLEAU 11 CONCENTRATIONS DE CONTAMINANTS DANS LES SÉDIMENTS DE FOND DU LAC ÉRIÉ (ppb)

Produit	Échantillon	Année du dosage	Nombre	Min.	Max.	Moyenne	ET	Médiane	SD	% <SD	Renvoi
Pb	3 cm	1971	258	9 000	299 000	87 000	50 000				(5)
Pb	1 cm	1971	6	83 000	146 000	107 000	23 000	100 000			(11)
Pb	10 cm	1979		<50 000	>140 000						(13)
Pb		<1981		<50 000	>150 000						(1)
Pb		<1984		6 000	299 000						(3)
Pb		<1986				100 000					(2)
Hg	3 cm	1971	258	8	2 929	578	554				(5)
Hg	1 cm	1971	6	330	1 430	860	340	850			(11)
Hg	10 cm	1979		<300	<2 000						(13)
Hg		<1981		<50	2 000						(1)
Hg		<1984		45	4 800						(3)
Hg		<1986				500					(2)
Cd	3 cm	1971	258	100	10 800	2 400	1 500				(5)
Cd	1 cm	1971	6	2 500	4 500	3 500	720	3 500			(11)
Cd	10 cm	1979		<3 000	>4 000						(13)
Cd		<1981				<8 000					(1)
Cd		<1984		800	13 700						(3)
Cd		<1986				1 000					(2)
As	3 cm	1971	10	2 000	4 000	3 200	1 100	3 200			(4)
As	3 cm	1971	258	200	60 000	1 300	4 300				(5)
As		<1984		450	12 300						(3)
tDDT	3 cm	1971	259	0,6	322	27,9	32,6		0,1-0,2		(14)
tDDT		<1981		20	30						(1)
tDDT		<1986				30					(2)
p,p'-DDE	3 cm	1971	259	0,2	136	8,2	11,4		0,1-0,2	0	(14)
p,p'-DDE	3 cm	1982	46	2,6	17	3,8-8					(12)
DDE	3 cm	1982	5	5,7	21	10,7	5,4	9,8			(10)
Dieldrine	3 cm	1971	259	ND	5	1,2	0,9		0,2	14	(14)
Dieldrine		<1981				<3					(1)
Dieldrine		<1986				20					(2)
Mirex	3 cm	1982	46		ND					100	(12)
Mirex	3 cm	1982	5		ND					100	(10)
a-BHC	3 cm	1982	46		faible				0,2	0	(12)
a-BHC		<1986				2					(2)
Lindane	3 cm	1982	46		faible				0,1	0	(12)
Lindane		<1986				1					(2)
B[a]P			3			255	152				(8)
B[a]P		<1986				200					(2)
HCB	3 cm	1980	5	0,7	12	3					(9)
HCB	3 cm	1982	5	2,5	20	7,6	6,8	2,8			(10)
HCB	3 cm	1982	46	1,2	17	2,4-9,1					(12)
HCB		<1986				4					(2)
HCBD	3 cm	1982	5	0,1	2,4	0,86	0,84	0,5			(10)
HCBD	3 cm	1982	46	0,1	3,2	0,2-1,6					(12)
BPC	3 cm	1971	231	4	800	95	114				(14)
BPC		<1981		<10	>100	100					(1)
BPC	3 cm	1982	46	37	660	91-300					(12)
BPC	3 cm	1982	5	150	1099	428	355,3	242,2			(10)
BPC		<1986				60					(2)
OCDD		1981-83	2	1,7	2,0						(7)

ND : non décelé
Échantillon : profondeur de l'échantillon de surface
Nombre : nombre d'échantillons
ET : écart type
SD : seuil de détection
% < SD : pourcentage sous le seuil de détection

1. Sonzogni et Simmons, 1981. Intervalles typiques de concentrations. Ces valeurs ne sont présentées que pour illustrer les types de valeurs et les intervalles relatifs de concentrations signalées.
2. Strachan et Eisenreich, 1988. La valeur moyenne est basée sur une évaluation des données historiques jusqu'en 1985-1986. Ces valeurs ont été utilisées dans des modèles de bilans massiques.
3. Mudroch *et al.*, 1988. Ces nombres résument les intervalles de concentrations relevées dans des rapports publiés entre 1974 et 1984. Les concentrations ont été mesurées dans des échantillons de surface dans les zones sédimentaires.
4. Traversy *et al.*, 1975.
5. Thomas et Mudroch, 1979.
7. Czuczwa et Hites, 1986.
8. Eadie, 1984. Près de la rivière Raisin, dans le bassin occidental.
9. Oliver et Nicol, 1982. Zones sédimentaires et non sédimentaires.
10. Bourbonnière *et al.*, 1986. Excluant la baie Georgienne et le chenal North.
11. Kemp et Thomas, 1976b.
12. Oliver et Bourbonnière, 1985. Les concentrations moyennes sont données pour les zones occidentale, centrale et orientale.
13. Rathke, 1984.
14. Frank *et al.*, 1977. Zones sédimentaires et non sédimentaires.

TABLEAU 12 CONCENTRATIONS DE CONTAMINANTS DANS L'EAU DE LA RIVIÈRE NIAGARA (ppt)

Produit	Échantillon	Lieu	Année du dosage	Nombre	Min.	Max.	Moyenne	ET	Médiane	SD	% <SD	Renvoi
Pb	totale	CSRN	1979	168			1 000				23	(4)
Pb	totale	NOTL	1976-83	394					<1 000-2 000			(2)
Pb	totale	FE	1985				1 000	1 000				(7)
Pb	totale	NOTL	1985				1 000	1 000				(7)
Pb	totale		<1986				1 000					(5)
Pb	totale	FE	1986-87	48	800	2 100	1 400				29	(1)
Pb	totale	NOTL	1986-87	45	900	2 600	1 600				27	(1)
Hg	totale	CSRN	1979	144			10				85	(4)
Hg	totale	NOTL	1979-82	202					<50			(2)
Hg	totale	NOTL	1983	50					<20			(2)
Hg	totale	FE	1985				<20					(7)
Hg	totale	NOTL	1985				<20					(7)
Hg	totale		<1986				70					(5)
Cd	totale	CSRN	1979	165			<1 000				98	(4)
Cd	totale	NOTL	1976-83	394					<1 000			(2)
Cd	totale	FE	1985				<1 000					(7)
Cd	totale	NOTL	1985				<1 000					(7)
Cd	totale		<1986				100					(5)
Cd	totale	FE	1986-87	48	90	120	100				58	(1)
Cd	totale	NOTL	1986-87	45	100	170	130				56	(1)
As	totale	CSRN	1979	94			4 000				0	(4)
As	totale	NOTL	1980-83	211					500-1 100			(2)
As	totale	FE	1985				500	200				(7)
As	totale	NOTL	1985				700	400				(7)
As	totale		<1986				500					(5)
As	totale	FE	1986-87	49	590	640	610				0	(1)
As	totale	NOTL	1986-87	48	690	840	760				0	(1)
tDDT	totale		<1986				0,4					(5)
p,p'-DDT	totale	CSRN	1979	72			<1			1	99	(4)
p,p'-DDT	totale	NOTL	1980-82	75			0,2	0,5	<0,1		60	(4)
p,p'-DDT	dis.	FE	1981				0,015					(4)
p,p'-DDT	dis.	NOTL	1981				0,02					(4)
p,p'-DDT	dis.		1981		0,01	0,05						(10)
p,p'-DDT	totale	NOTL	1985-86	43	1,2	20,1	11,2	7,7				(8)
p,p'-DDT	part.	FE	1986-87	45	0,14	0,21	0,17	0,74			20	(1)
p,p'-DDT	part.	NOTL	1986-87	42	0,026	0,05	0,036	0,64			86	(1)
p,p'-DDE	totale	CSRN	1979	72			<1			1	94	(4)
p,p'-DDE	totale	NOTL	1980-82	75			0,3	0,5	0,1		39	(4)
p,p'-DDE	dis.	FE	1981				ND					(4)
p,p'-DDE	dis.	NOTL	1981				0,015					(4)
p,p'-DDE	totale	NOTL	1981	5		ND				0,5	100	(9)
p,p'-DDE	totale	NOTL	1985-86	43	0,1	33,5	2,9	8,5				(8)
p,p'-DDE	part.	FE	1986-87	45	0,32	0,48	0,39	0,75			0	(1)
p,p'-DDE	part.	NOTL	1986-87	42	0,044	0,052	0,048	0,31			45	(1)
Dieldrine	totale	CSRN	1979	72			<1			1	68	(4)
Dieldrine	totale	NOTL	1980-82	75			0,6	0,3	0,6		7	(4)
Dieldrine	dis.	FE	1981				0,26					(4)
Dieldrine	dis.	NOTL	1981				0,27					(4)
Dieldrine	dis.		1981		0,2	0,35						(10)
Dieldrine	totale	NOTL	1981	5	ND	0,9				0,5	60	(9)
Dieldrine	totale	NOTL	1985-86	43	0,3	8,2	2,9	4,6				(8)
Dieldrine	totale		<1986				0,6					(5)
Dieldrine	dis.	FE	1986-87	44	0,3	0,34	0,32	0,3			4	(1)
Dieldrine	dis.	NOTL	1986-87	38	0,28	0,34	0,31	0,36			16	(1)
Dieldrine	part.	FE	1986-87	45	0,013	0,029	0,02	1,2			82	(1)

TABLEAU 12 SUITE

Produit	Échantillon	Lieu	Année du dosage	Nombre	Min.	Max.	Moyenne	ET	Médiane	SD	% <SD	Renvoi
Dieldrine	part.	NOTL	1986-87	42	0,015	0,023	0,019	0,46			81	(1)
a-BHC	totale	CSRN	1979	72			7			1	0	(4)
a-BHC	totale	NOTL	1980-82	75			10,5	5,2	9,7		0	(4)
a-BHC	dis.	FE	1981				2,89					(4)
a-BHC	dis.	NOTL	1981				5,5					(4)
a-BHC	dis.		1981		<1	8						(10)
a-BHC	totale		1981	5	ND	7				0,5	20	(9)
a-BHC	totale	LO	1982	244	1	84						(11)
a-BHC	totale	NOTL	1985-86	43	0,5	3,6	1,7	1,1				(8)
a-BHC	totale		<1986				10					(5)
a-BHC	dis.	FE	1986-87	44	2,71	2,33	2,51	0,3			2	(1)
a-BHC	dis.	NOTL	1986-87	38	2,24	2,65	2,44	0,31			3	(1)
a-BHC	part.	NOTL	1986-87	42	0,0096	0,043	0,022	1,65			76	(1)
Lindane	totale	CSRN	1979	72			1			1	16	(4)
Lindane	totale	NOTL	1980-82	75			2,1	1,5	1,8		1	(4)
Lindane	dis.	FE	1981				0,59					(4)
Lindane	dis.	NOTL	1981				1,5					(4)
Lindane	dis.		1981		0,5	1,8						(10)
Lindane	totale		1981	5	ND	0,9				0,5	40	(9)
Lindane	totale	LO	1982	245	<1	28					3	(11)
Lindane	totale		<1986				2					(5)
Lindane	dis.	FE	1986-87	44	0,6	0,68	0,64	0,25			4	(1)
Lindane	dis.	NOTL	1986-87	38	0,6	0,7	0,65	0,28			8	(1)
Mirex	totale	NOTL	1980-82	75			<0,1		<0,1		99	(4)
Mirex	totale		<1986				0,3					(5)
Mirex	part.	NOTL	1986-87	42	0,016	0,03	0,022	0,74			83	(1)
Toxaphène	totale		<1986				0,6					(5)
B[a]P	totale		<1986				0,3					(5)
B[a]P	part.	NOTL	1986-87	42	1,05	2,28	1,59	0,63			88	(1)
TeCB	dis.	NOTL	1986-87	38	0,56	0,92	0,72	0,82			11	(1)
TeCB	part.	NOTL	1986-87	42	0,19	0,45	0,3	1,29			7	(1)
HCB	totale	CSRN	1979	72			<1			1	97	(4)
HCB	totale	NOTL	1980-82	75			0,8	0,9	0,5		5	(4)
HCB	totale	NOTL	1981	5		ND				0,5	100	(9)
HCB	totale	LO	1982	245	<1	8					88	(11)
HCB	totale	NOTL	1985-86	43	0,1	4,3	1,5	1,5				(8)
HCB	totale		<1986				0,4					(5)
HCB	dis.	NOTL	1986-87	38	0,11	0,13	0,12	0,36			8	(1)
HCB	part.	NOTL	1986-87	42	0,11	0,23	0,17	1,11			26	(1)
HCBD	totale	NOTL	1985-86	43	0,1	0,2	0,2	0,1				(8)
HCBD	dis.	NOTL	1986-87	38	0,09	0,12	0,11	0,45			29	(1)
HCBD	part.	NOTL	1986-87	42	0,035	0,11	0,066	1,45			60	(1)
BPC	totale	CSRN	1979	72			5			20	81	(4)
BPC	totale	NOTL	1980-82	75			19,9	34,7	11		3	(4)
BPC	dis.	FE	1981				0,26					(4)
BPC	dis.	NOTL	1981				0,8					(4)
BPC	dis.		1981		0,2	1,3						(10)
BPC	totale	NOTL	1981	5	ND	39				5	60	(9)
BPC	totale		<1986				10					(5)
BPC	dis.	FE	1986-87	44	2,57	3,26	2,9	0,09			93	(1)
BPC	part.	FE	1986-87	45	0,88	1,14	1,0	0,49			36	(1)
BPC	part.	NOTL	1986-87	42	1,42	1,91	1,66	0,54			2	(1)
TCDD	dis.		1984	6		ND					100	(3)
TCDD	part.		1984	8		ND					100	(3)
PnCDD	dis.		1984	6	ND	0,3					83	(3)
PnCDD	part.		1984	8	ND	76					75	(3)
HxCDD	dis.		1984	6	ND	0,4					67	(3)

TABLEAU 12 SUITE

Produit	Échantillon	Lieu	Année du dosage	Nombre	Min.	Max.	Moyenne	ET	Médiane	SD	% <SD	Renvoi
HxCDD	part.		1984	8	ND	177					38	(3)
HpCDD	dis.		1984	6	ND	1,4					83	(3)
HpCDD	part.		1984	8	ND	238					38	(3)
OCDD	dis.		1984	6	ND	3,6					17	(3)
OCDD	part.		1984	8	ND	228					12	(3)
TCDF	dis.		1984	6	ND	156					83	(3)
TCDF	part.		1984	8	ND	412					50	(3)
PnCDF	dis.		1984	6	ND	317					33	(3)
PnCDF	part.		1984	8	ND	300					12	(3)
HxCDF	dis.		1984	6	ND	14					67	(3)
HxCDF	part.		1984	8	ND	495					25	(3)
HpCDF	dis.		1984	6	ND	1,5					83	(3)
HpCDF	part.		1984	8	ND	2 450					25	(3)
OCDF	dis.		1984	6	ND	0,5					33	(3)
OCDF	part.		1984	8	2,2	2 530					0	(3)

ND : non décelé
Échantillon : totale = eau non filtrée; dis. + phase aqueuse; part. = particules en suspension
Lieu : emplacement des essais
Nombre : nombre d'échantillons
ET : écart type
SD : seuil de détection
% < SD : pourcentage sous le seuil de détection
FE : Fort Erie
NOTL : Niagara-on-the-Lake
CIRN : cours inférieur de la rivière Niagara, au nord des chutes Niagara
CSRN : cours supérieur de la rivière Niagara, au sud des chutes Niagara
LO : échantillons prélevés dans le panache de la rivière Niagara dans le lac Ontario

1. EC, USEPA, MEO et NYDEC, 1988. Les valeurs minimales et maximales correspondent aux intervalles de confiance de 90 %. Concentration dans la matière particulaire : concentration équivalente dans l'eau pour la matière particulaire calculée comme le produit de la concentration moyenne des contaminants sur la matière particulaire et des concentrations moyennes des sédiments en suspension. ND : non décelé ou non dosé.
2. Kuntz, 1988b. Échantillons hebdomadaires.
3. Hallet et Brooksbank, 1986.
4. Kuntz, 1984b. Échantillons hebdomadaires.
5. Strachan et Eisenreich, 1988. La valeur moyenne est basée sur une évaluation des données historiques jusqu'en 1985-1986. Ces valeurs ont été utilisées dans des modèles de bilans massiques.
6. EC et MEO, 1981.
7. Kuntz et Biberhofer, 1986.
8. Maguire et Tkacz, 1988.
9. Maguire *et al.*, 1983. Échantillons prélevés en cinq stations le long de la rivière en juillet 1981.
10. McCrea *et al.*, 1985. Les concentrations ici énumérées sont des approximations.
11. Fox et Carey, 1985. Échantillons provenant du panache de la rivière Niagara dans le lac Ontario.
12. Warry et Chan, 1981a.

TABLEAU 13 CONCENTRATIONS DE CONTAMINANTS DANS LES SÉDIMENTS EN SUSPENSION DANS LA RIVIÈRE NIAGARA (ppb)

Produit	Échantillon	Lieu	Année du dosage	Nombre	Min.	Max.	Moyenne	ET	Médiane	SD	% <SD	Renvoi
Pb	part.*	NOTL	1978	13			80 000	28 600				(3)
Pb	part.*	NOTL	1979-80	35			58 000	18 900				(3)
Pb	part.*	NOTL	1981	29			93 000	61 000				(1)
Pb	part.*	NOTL	1982	27			93 000	57 000				(1)
Hg	part.*	FE	1981				83					(1)
Hg	part.*	NOTL	1981				333					(1)
Cd	part.*	NOTL	1978	13			2 400	800				(3)
Cd	part.*	NOTL	1979-80	35			2 400	1 300				(3)
Cd	part.*	NOTL	1981	14			7 300	4 000				(1)
Cd	part.*	NOTL	1982	27			4 700	5 200				(1)
As	part.*	FE	1981				9 900					(1)
As	part.*	NOTL	1981				12 100					(1)
tDDT	part.*	NOTL	1979-80	41			30,4	16,3			0	(2)
p,p'-DDT	part.*	NOTL	1979-81	70			11	12	6		14	(1)
p,p'-DDT	part.*	NOTL	1979-80	41			10	10			20	(2)
p,p'-DDT	part.*	FE	1981				1					(1)
p,p'-DDT	part.*	NOTL	1981				25					(1)
p,p'-DDE	part.*	NOTL	1979-81	70			23	23	18		8	(1)
p,p'-DDE	part.*	NOTL	1979-80	41			24	12			7	(2)
p,p'-DDE	part.*	FE	1981				21					(1)
p,p'-DDE	part.*	NOTL	1981				9					(1)
Dieldrine	part.*	NOTL	1979-81	70			4	3	4		20	(1)
Dieldrine	part.*	NOTL	1979-80	41			5	3			36	(2)
Dieldrine	part.*	FE	1981				9					(1)
Dieldrine	part.*	NOTL	1981				6					(1)
a-BHC	part.*	NOTL	1979-81	70			12	23	4		25	(1)
a-BHC	part.*	FE	1981				9					(1)
a-BHC	part.*	NOTL	1981				12					(1)
Lindane	part.*	NOTL	1979-81	70			2	4	<1		67	(1)
Lindane	part.*	NOTL	1979-80	41			3,7	3,3			83	(2)
Mirex	part.*	NOTL	1979-81	70			12	32	5		24	(1)
Mirex	part.*	NOTL	1979-80	41			19,4	49,5			34	(2)
Mirex	part.*	FE	1981				ND					(1)
Mirex	part.*	NOTL	1981				1					(1)
B[a]P	part.*	NOTL	?1980		190	20 000						(1)
HCB	part.*	NOTL	1979-81	70			124	320	49		0	(1)
HCB	part.*	FE	1981				1					(1)
HCB	part.*	NOTL	1981				73					(1)

TABLEAU 13 Suite

Produit	Échantillon	Lieu	Année du dosage	Nombre	Min.	Max.	Moyenne	ET	Médiane	SD	% <SD	Renvoi
BPC	part.*	NOTL	1979-81	70			718	597	500		0	(1)
BPC	part.*	NOTL	1979-80	41			961	2 196			0	(2)
BPC	part.*	FE	1981				ND					(1)
BPC	part.*	NOTL	1981				367					(1)

ND : non décelé
Échantillon : part. = particules en suspension
Lieu : emplacement des essais
Nombre : nombre d'échantillons
ET : écart type
SD : seuil de détection
% < SD : pourcentage sous le seuil de détection
FE : Fort Erie
NOTL : Niagara-on-the-Lake
part.* : concentrations dans la matière particulaire exprimées en ng/g (ppb)

1. Kuntz, 1984b. Données basées sur un échantillonnage hebdomadaire.
2. Warry et Chan, 1981.
3. EC et MEO, 1981.

TABLEAU 14 CONCENTRATIONS DE CONTAMINANTS DANS LES SÉDIMENTS DE FOND DE LA RIVIÈRE NIAGARA (ppb)

Produit	Échantillon	Lieu	Année du dosage	Nombre	Min.	Max.	Moyenne	ET	Médiane	SD	% <SD	Renvoi
Pb	3 cm	CSRN	1979	15	4 000	200 000			11 000		0	(2)
Pb	3 cm	CIRN	1979	9	6 000	60 000			16 000		0	(2)
Pb	2,54 cm		1981	16	9 000	767 000	98 000	180 000				(1)
Hg	3 cm	CSRN	1979	15	<10	670			90		7	(2)
Hg	3 cm	CIRN	1979	9	30	3 200			340		0	(2)
Hg	2,54 cm		1981	16	20	2 450	607	754				(1)
Cd	3 cm	CSRN	1979	15	<400	880			<400		60	(2)
Cd	3 cm	CIRN	1979	9	<400	880			650		11	(2)
Cd	2,54 cm		1981	16	<100	19 000	2 200	4 400				(1)
As	3 cm	CSRN	1979	15	1 900	14 000			3 300		0	(2)
As	3 cm	CIRN	1979	9	1 500	8 200			3 500		0	(2)
As	2,54 cm		1981	16	3 000	20 000	7 800	5 100				(1)
tDDT	3 cm	CSRN	1979	15	1	24			6		0	(2)
tDDT	3 cm	CIRN	1979	8	4	190			10		0	(2)
p,p'-DDT	3 cm	CSRN	1979	15		ND					100	(2)
p,p'-DDT	3 cm	CIRN	1979	8	ND	74			ND		75	(2)
p,p'-DDT	2,54 cm		1981	16	<1	73			<1			(1)
p,p'-DDE	3 cm	CSRN	1979	15	1	19			3		0	(2)
p,p'-DDE	3 cm	CIRN	1979	8	4	36			9		0	(2)
p,p'-DDE	2,54 cm		1981	16	<1	280			2,5			(1)
Dieldrine	3 cm	CSRN	1979	15	ND	6			ND		67	(2)
Dieldrine	3 cm	CIRN	1979	7	ND	26			5		28	(2)
Dieldrine	2,54 cm		1981	16	<1	10			<1			(1)
Mirex	3 cm	CSRN	1979	15	ND	18			5		40	(2)
Mirex	3 cm	CIRN	1979	8	ND	640			5		38	(2)
Mirex	2,54 cm		1981	16	<1	890			<1			(1)
a-BHC	3 cm	CSRN	1979	15	ND	1			ND		93	(2)
a-BHC	3 cm	CIRN	1979	8	ND	640					50	(2)
a-BHC	2,54 cm		1981	16	<1	2 260			2			(1)
Lindane	3 cm	CSRN	1979	14		ND					100	(2)
Lindane	3 cm	CIRN	1979	8	ND	20			ND		88	(2)
Lindane	2,54 cm		1981	16	<1	87			<1			(1)
HCB	3 cm	CSRN	1979	15	ND	22			ND		93	(2)
HCB	3 cm	CIRN	1979	8	1	250			32		0	(2)
HCB	2,54 cm		1981	16	<1	110			2			(1)
BPC	3 cm	CSRN	1979	13	ND	960			220		8	(2)
BPC	3 cm	CIRN	1979	8	66	2 700			280		0	(2)
BPC	2,54 cm		1981	16	<10	17 900			210			(1)

ND : non décelé
Échantillon : profondeur de l'échantillon de sédiments superficiels
Lieu : emplacement des essais
Nombre : nombre d'échantillons
ET : écart type
SD : seuil de détection
% < SD : pourcentage sous le seuil de détection
CIRN : cours inférieur de la rivière Niagara, au nord des chutes Niagara
CSRN : cours supérieur de la rivière Niagara, au sud des chutes Niagara

1. Kuntz, 1984b.
2. EC et MEO, 1981.

TABLEAU 15 CONCENTRATIONS DE CONTAMINANTS DANS L'EAU DU LAC ONTARIO (ppt)

Produit	Échantillon	Année du dosage	Nombre	Min.	Max.	Moyenne	ET	Médiane	SD	% <SD	Renvoi
Pb	dis.	1985	22					ND		91	(5)
Pb	dis.	<1986				300					(11)
Pb	part.	1978	19	78	970						(2)
Pb	part.	1985	22					28		41	(5)
Pb	part.	<1986				100					(11)
Pb	totale	1979	532		3 000	310-400			500	67	(1)
Pb	totale	<1981		1 000	5 000						(12)
Pb	totale	1982	55			<500					(4)
Pb	totale	1985	22					40			(5)
Hg	dis.	1985	22					11		96	(5)
Hg	dis.	<1986				20					(11)
Hg	part.	1985	22					ND			(5)
Hg	part.	<1986				5					(11)
Hg	totale	1970-71	132	ND	300	130	70				(6)
Hg	totale	1979	528		160	25-27			50	98	(1)
Hg	totale	<1981				<200					
Hg	totale	1982	55			<10					(4)
Hg	totale	1985	22					10		73	(5)
Cd	dis.	1985	22					24		41	(5)
Cd	dis.	<1986				60					(11)
Cd	part.	1978	15	4,4	58						(2)
Cd	part.	1985	22					69		0	(5)
Cd	part.	<1986				60					(11)
Cd	totale	1979	532		300	50-60			100	92	(1)
Cd	totale	<1981		<1 000	15 000						(12)
Cd	totale	1982	55			<200					(4)
Cd	totale	1985	22					96			(5)
As	dis.	1985	22					490		9	(5)
As	part.	1985	22					24		86	(5)
As	totale	?1968	24	600	1 200	910			100	0	(3)
As	totale	1979	525		1 200	570-720			100	0,2	(1)
As	totale	1982	55			980					(4)
As	totale	1985	22					500			(5)
As	totale	<1986				500					(11)
tDDT	dis.	<1986				0,1					(11)
tDDT	part.	<1986				0,1					(11)
tDDT	totale	<1981		<10	60	35					(6)
tDDT	totale	1983	14	0,069	0,271	0,144	0,069	0,124			(10)
p,p'-DDT	totale	1986	31		ND				0,011	100	(8)
o,p'-DDT	totale	1986	31		ND				0,011	100	(8)
p,p'-DDE	totale	1986	31	0,023	0,139	0,053			0,011	6	(8)
Dieldrine	dis.	<1986				0,3					(11)
Dieldrine	part.	<1986				0,1					(11)
Dieldrine	totale	<1981		1	10	4					(12)
Dieldrine	totale	1983	14	0,259	0,631	0,405	0,14	0,48			(10)
Dieldrine	totale	1986	31	0,075	0,514	0,331			0,011	0	(8)
a-BHC	dis.	<1986				6,0					(11)
a-BHC	part.	<1986				1,0					(11)
a-BHC	totale	1983	14	4,36	8,81	6,68	1,28	6,86			(10)
a-BHC	totale	1986	31	1,173	5,919	4,115			0,011	0	(8)
Lindane	dis.	<1986				2,0					(11)
Lindane	part.	<1986				0,2					(11)
Lindane	totale	1983	14	0,806	1,85	1,3	0,34	1,26			(10)

TABLEAU 15 SUITE

Produit	Échantillon	Année du dosage	Nombre	Min.	Max.	Moyenne	ET	Médiane	SD	% <SD	Renvoi
Lindane	totale	1986	31	0,311	2,276	1,313			0,011	0	(8)
Mirex	dis.	<1986			0,03						(11)
Mirex	part.	<1986			0,03						(11)
Mirex	totale	1983	14		ND					10	(10)
Mirex	totale	1986	31		ND				0,011	100	(8)
Toxaphène	dis.	<1986				0,4					(11)
Toxaphène	part.	<1986				0,2					(11)
Toxaphène	totale	1981				0,6					(9)
Toxaphène	totale	1983	14		ND					100	(10)
B[a]P	dis.	<1986				0,2					(11)
B[a]P	part.	<1986				0,1					(11)
HCB	dis.	<1986				0,04					(11)
HCB	part.	<1986				0,02					(11)
HCB	totale	1980	5	0,02	0,1	0,06			0,01		(7)
HCB	totale	1983	14	0,017	0,103	0,052		0,042		0	(10)
HCB	totale	1986	31	0,02	0,113	0,063			0,011	0	(8)
BPC	dis.	<1986				0,6					(11)
BPC	part.	<1986				0,3					(11)
BPC	totale	<1981			2	50					(12)
BPC	totale	1983	14	0,32	3,1	0,95	0,71	0,78			(10)
BPC	totale	1986	31	0,484	5,189	1,41			0,24	0	(8)

ND : non décelé
Échantillon : totale = eau non filtrée; dis. = phase aqueuse; part. = particules en suspension
Nombre : nombre d'échantillons
ET : écart type
SD : seuil de détection
% < SD: pourcentage sous le seuil de détection

1. Nelson, 1983. L'intervalle représente la concentration moyenne pour trois essais.
2. Nriagu *et al.*, 1980. Conc. dans la phase particulaire : ppt = ng/L.
3. Traversy *et al.*, 1975.
4. Stevens, 1987. Eaux au large.
5. Rossmann et Barres, 1988. Les nombres présentés sous «% sous le seuil de détection» représentent en réalité le pourcentage des dosages sous le seuil ou le critère de détection. Les concentrations dans la phase particulaire sont exprimées en ng/L.
6. Chau et Saitoh, 1973.
7. Oliver et Nicol, 1982.
8. Stevens et Nelson, sous presse
9. Sullivan et Armstrong, 1985.
10. Biberhofer et Stevens, 1987.
11. Strachan et Eisenreich, 1988. La valeur moyenne est basée sur une évolution des données historiques jusqu'en 1985-1986. Ces valeurs ont été utilisées dans des modèles de bilans massiques. Conc. dans la phase particulaire : ppt = ng/L. Conc. dans phase part. + conc. dans phase aqueuse = conc. dans l'eau non filtrée.
12. Sonzogni et Simmons, 1981. Intervalles typiques de concentrations. Ces valeurs ne sont présentées que pour illustrer les types de valeurs et les intervalles relatifs des concentrations signalées.

TABLEAU 16 CONCENTRATIONS DE CONTAMINANTS DANS LES SÉDIMENTS DE FOND DU LAC ONTARIO (ppb)

Produit	Échantillon	Année du dosage	Nombre	Min.	Max.	Moyenne	ET	Médiane	SD	% <SD	Renvoi
Pb	3 cm	1968	275	4 000	287 000	107 000	65 000				(5)
Pb	1 cm	?1968	5	176 000	285 000	220 000	36 000	216 000			(11)
Pb		<1981		<50 000	>150 000						(1)
Pb		<1984		7 000	285 000						(3)
Pb		<1986				100 00					(2)
Hg	3 cm	1968	275	25	2 100	651	511				(5)
Hg	1 cm	?1968	5	540	3 950	2 350	130	2 650			(11)
Hg		<1981		25	3 900						(1)
Hg		<1984		140	3 950						(3)
Hg		<1986				800					(2)
Cd	3 cm	1968	275	100	20 600	2 500	1 900				(5)
Cd	1 cm	?1968	5	3 700	6 200	5 100	320	5 100			(11)
Cd		<1984		100	6 200						(3)
Cd		<1986				1 000					(2)
As	3 cm	1968	275	200	22 500	3 300	4 700				(5)
As	3 cm	?1968	8	1 500	14 000	4 100	3 800	2 800			(4)
As		<1984		200	17 000						(3)
tDDT	3 cm	1968	229	0,5	218	42,8	42,4		0,4	0	(14)
tDDT		<1981				<50					(1)
EDDT		<1986				50					(2)
p,p'-DDE	3 cm	1968	229	0,5	70	12,7	12,5		0,1	0	(14)
DDE	3 cm	1981	6	26,8	130	82	42	86			(10)
Dieldrine	3 cm	1968	229	ND	6,7	0,6			0,1	61	(14)
Dieldrine		<1981				<3					(1)
Dieldrine		<1986				10					(2)
Mirex	3 cm	1968	229	ND	40	7,5	8,3		1	67	(12)
Mirex		1980	8	Tr	62						(15)
Mirex	3 cm	1981	35	3	65	33	16				(13)
Mirex	3 cm	1981	6	45,7	110	86	25	95,5			(10)
Mirex		<1986				50					
a-BHC		<1986				2					(2)
Lindane		<1986				5					(2)
B[a]P			1			306					(8)
B[a]P		<1986				300					(2)
HCB		1980	12	7,6	89						(15)
HCB	3 cm	1980	11	9	320	97					(9)
HCB	3 cm	1981	35	16	250	112	63				(13)
HCB	3 cm	1981	6	150	380	226	73	205			(10)
HCB	2 cm	1981	9	62	840	220	230			0	(16)
HCB		<1986				10					(2)
HCBD		1980	4	Tr	8,7						
HCBD	3 cm	1981	6	24	45	34	7	34			(10)
HCBD	2 cm	1981	9	12	120	35	32			0	(16)
BPC	3 cm	1968	229	ND	280	57	56		5	4	(14)
BPC		<1981		30	100	80					(1)
BPC	3 cm	1981	35	200	1200	606	256				(13)
BPC	3 cm	1981	6	630	1 500	844	420	975			(10)
BPC	2 cm	1981	9	260	840	570	220			0	(16)

TABLEAU 16 SUITE

Produit	Échantillon	Année du dosage	Nombre	Min.	Max.	Moyenne	ET	Médiane	SD	% <SD	Renvoi
BPC		<1986				100					(2)
OCDD		1983	1			4,8					(7)
TCDD	3 cm	1987	5	ND	0,004					80	(6)

Tr : présent à l'état de traces
ND : non décelé
Échantillon : profondeur de l'échantillon de sédiments de surface
Nombre : nombre d'échantillons
ET : écart type
SD : seuil de détection
% < SD : pourcentage sous le seuil de détection

1. Sonzogni et Simmons, 1981. Intervalles typiques de concentrations. Ces valeurs ne sont présentées que pour illustrer les types de valeurs et les intervalles relatifs des concentrations signalées.
2. Strachan et Eisenreich, 1988. La valeur moyenne est basée sur une évaluation des données historiques jusqu'en 1985-1986. Ces valeurs ont été utilisées dans des modèles de bilans massiques.
3. Mudroch *et al.*, 1988. Ces nombres résument les intervalles des concentrations relevées dans des rapports publiés entre 1974 et 1984. Les concentrations ont été mesurées dans des échantillons de surface des zones sédimentaires.
4. Traversy *et al.*, 1975. Zones sédimentaires et non sédimentaires.
5. Thomas et Mudroch, 1979. Zones sédimentaires et non sédimentaires.
6. Onuska *et al.*, 1983. Lac Ontario occidental.
7. Czuczwa et Hites, 1986.
8. Eadie, 1984.
9. Oliver et Nicol, 1982. Zones sédimentaires et non sédimentaires.
10. Bourbonnière *et al.*, 1986.
11. Kemp et Thomas, 1976b.
12. Haldrinet *et al.*, 1978. Zones sédimentaires et non sédimentaires.
13. Oliver *et al.*, 1987. Zones sédimentaires.
14. Frank *et al.*, 1979a. Zones sédimentaires et non sédimentaires.
15. Kaminsky *et al.*, 1983. Sud-ouest du lac Ontario.
16. Fox *et al.*, 1983. Sud-ouest du lac Ontario.

LES PRODUITS CHIMIQUES TOXIQUES DANS LES GRANDS LACS ET LEURS EFFETS CONNEXES

VOLUME 1, DEUXIÈME PARTIE

LES CONCENTRATIONS DES CONTAMINANTS CHEZ LE BIOTE AQUATIQUE

RÉSUMÉ

Cette partie du rapport analyse les concentrations des produits chimiques toxiques chez le biote aquatique, avec insistance sur le poisson. Elle fournit une large vue d'ensemble sur les tendances spatiales et l'évolution dans le temps des produits chimiques toxiques chez le biote invertébré et le poisson.

Il existe seulement quelques programmes de surveillance susceptibles de fournir de l'information sur les tendances spatiales et temporelles des contaminants chez le biote invertébré. Ils comprennent des programmes ayant trait à des organismes tels que le plancton tamisé, *Mysis* et *Pontoporeia*. Les données recueillies ont montré que les concentrations de cadmium, de plomb, de mercure et de sélénium sont plus élevées chez les organismes des lacs Huron et Supérieur. Cependant, les concentrations de BPC et de pesticides organochlorés sont plus élevées chez les organismes du lac Ontario. On ne peut tirer de conclusions générales concernant les tendances temporelles des contaminants à cause des différentes méthodes d'échantillonnage et d'analyse des données qui sont utilisées pour le lac Ontario, et en raison des données insuffisantes que l'on possède pour les autres lacs.

Le poisson est un excellent bio-indicateur de la santé d'un écosystème. Trois programmes de surveillance ont procédé à l'évaluation globale des concentrations des contaminants chez le poisson. Ce sont le Programme de surveillance et de contrôle des contaminants chez le poisson des eaux du large (qui est mené en collaboration par le ministère des Pêches et des Océans du Canada, le *Fish and Wildlife Service* et l'*Environmental Protection Agency*, tous deux des États-Unis), le Programme de surveillance des contaminants chez les jeunes poissons des zones avoisinant les rives et le Programme d'analyse du poisson gibier, ces derniers programmes relevant du gouvernement de l'Ontario.

Les concentrations d'un grand nombre de contaminants chez le poisson ont diminué entre le début des années 1970 et le début des années 1980. Dans beaucoup de cas, les niveaux se sont depuis stabilisés. Cette diminution des concentrations est le résultat de pratiques industrielles améliorées, de réglementations plus contraignantes, d'interdictions ou de restrictions à la fabrication et à l'utilisation de plusieurs produits

organochlorés. Ces mesures ont réduit les nouvelles sources de pesticides organochlorés dans l'environnement. L'équilibre qui a été atteint au début des années 1980 reflète sans doute les apports des sources ponctuelles inchangées (p. ex., les usines de traitement des égouts), le recyclage des contaminants à l'intérieur de l'écosystème aquatique, la réactivation des contaminants dans les sédiments ainsi que les apports continus dans les Grands Lacs par le dépôt atmosphérique et la lixiviation des sites d'enfouissement de matières dangereuses.

Les concentrations de BPC totaux sont généralement plus élevées chez le poisson du lac Ontario que chez celui des autres Grands Lacs. Elles ont diminué dans les années 1970 et se sont actuellement stabilisées. Malgré cette baisse des niveaux, la plupart des concentratrions se situent encore au-dessus de l'objectif de 0,01 ppm fixé par l'ARQEGL.

On trouve du mirex principalement dans le lac Ontario, la rivière Niagara et le fleuve Saint-Laurent. Les concentrations ont chuté considérablement après l'interdiction de la production et de l'utilisation de ce produit au milieu des années 1970. Depuis lors, un certain équilibre s'est établi. L'objectif de l'ARQEGL pour le mirex étant d'être «essentiellement absent», cet objectif a été dépassé vu qu'on a relevé un grand nombre de concentrations décelables.

L'hexachlorobenzène est présent dans tous les Grands Lacs même si on n'a pas pu le déceler chez les queues à tache noire des lacs Supérieur et Érié. Les plus fortes concentrations de HCB ont été relevées dans les échantillons de queues à tache noire provenant des environs de Sarnia.

Les concentrations de dieldrine chez le poisson n'ont pas diminué aussi rapidement que celles d'autres produits organochlorés. Les plus fortes concentrations ont été décelées chez le touladi du lac Ontario. Les concentrations chez le touladi des lacs Ontario et Supérieur ont diminué, alors qu'elles fluctuent d'année en année dans le lac Huron.

Les concentrations du DDT et de ses métabolites ont accusé une baisse chez le touladi entier des lacs Michigan et Ontario, tandis qu'elles sont demeurées constantes dans les échantillons prélevés dans les lacs Supérieur et Huron.

Les dioxines et les furanes sont largement répandus dans tout l'écosystème. Ces produits chimiques se retrouvent dans les plus fortes

concentrations chez les poissons de la baie Saginaw, du lac Michigan. Si l'on se fie aux données limitées disponibles, on peut dire que les concentrations de ces contaminants chez le poisson du lac Ontario sont demeurées relativement constantes.

C'est dans le poisson du lac Supérieur que les concentrations de toxaphène sont les plus élevées. Les niveaux baissent peut-être plus rapidement chez le poisson du lac Ontario que chez celui du lac Supérieur. Le dépôt atmosphérique constitue la principale source de ce produit chimique.

Les concentrations de mercure chez le poisson ont marqué une baisse significative depuis la fermeture des usines de fabrication de chlore et de soude caustique des Grands Lacs. Toutefois, les concentrations de mercure chez le poisson du lac Huron ont fluctué d'année en année. On a décelé la présence d'autres métaux lourds chez le poisson, comme l'arsenic, le sélénium et le zinc.

Plusieurs séries de recommandations ont été mises au point concernant les concentrations des contaminants chez le poisson, parmi lesquelles il faut signaler les objectifs spécifiques de l'ARQEGL et les directives émises par divers organismes sanitaires. De plus, des avis relatifs à la consommation sont publiés dès qu'une norme visant la protection de la santé humaine est dépassée. Le gouvernement de l'Ontario publie chaque année un guide qui donne des avis concernant la fréquence de consommation du poisson et renseigne sur l'état d'observance ou de dépassement des normes établies. Le nombre d'avis relatifs à la consommation du poisson des Grands Lacs a diminué au cours des années, bien qu'il soit difficile de porter un jugement de valeur. Qu'il suffise de mentionner que des 42 «secteurs préoccupants», des avis relatifs à la consommation du poisson sont actuellement en vigueur dans 36 d'entre eux.

TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ 159

LISTE DES FIGURES 163

LISTE DES TABLEAUX 168

1. INTRODUCTION 171

2. LES CONCENTRATIONS DES CONTAMINANTS CHEZ LE BIOTE AQUATIQUE 176
   - 2.1 Concentrations des contaminants chez les invertébrés 176
   - 2.1.1 Lac Ontario 177
   - 2.1.2 Lac Érié 179
   - 2.1.3 Lac Huron 179
   - 2.1.4 Lac Supérieur 179
   - 2.1.5 Discussion 180
   - 2.2 Concentrations des contaminants chez le poisson 186
   - 2.2.1 Lac Ontario 190
   - 2.2.2 Lac Érié 202
   - 2.2.3 Lac Huron 208
   - 2.2.4 Lac Supérieur 213
   - 2.2.5 Lac Michigan 217
   - 2.2.6 Voies interlacustres 219
   - 2.2.7 Discussion 232

3. BIOACCUMULATION, BIOAMPLIFICATION ET BIOCONCENTRATION 240

4. LIGNES DIRECTRICES ET AVIS RELATIFS À LA CONSOMMATION DU POISSON 243

5. PROBLÈMES DE CONTAMINATION DES POISSONS DE PÊCHE SPORTIVE 247

6. CONTAMINATION DES POISSONS DANS LES «SECTEURS PRÉOCCUPANTS» 250

7. REMERCIEMENTS 260

8. BIBLIOGRAPHIE 261

LISTE DES FIGURES

Figure 1 Concentrations moyennes de résidus organochlorés chez les invertébrés du lac Ontario : plancton tamisé, *Mysis* et *Pontoporeia* 266

Figure 2 Concentrations moyennes de métaux lourds chez les invertébrés du lac Ontario 268

Figure 3 Lieux d'échantillonnage des poissons des eaux du large 270

Figure 4 Concentrations moyennes de BPC chez l'éperlan arc-en-ciel et le touladi entiers (âgés de 4 ans) du lac Ontario 271

Figure 5 Lieux d'échantillonnage des queues à tache noire de l'année dans le lac Ontario 272

Figure 6 Concentrations moyennes de BPC chez les queues à tache noire de l'année prélevées à quatre endroits dans le lac Ontario 273

Figure 7 Concentrations moyennes des BPC totaux dans les tissus maigres du muscle dorsal de saumons coho prélevés dans la rivière Credit, qui se jette dans le lac Ontario 275

Figure 8 Concentrations moyennes de mirex chez l'éperlan arc-en-ciel et le touladi entiers (âgés de 4 ans) du lac Ontario 276

Figure 9 Concentrations moyennes de mirex chez les queues à tache noire de l'année prélevées à deux endroits dans le lac Ontario 277

Figure 10 Concentrations moyennes de HCB chez les queues à tache noire de l'année prélevées à Niagara-on-the-Lake 278

Figure 11 Concentrations moyennes de dieldrine chez l'éperlan arc-en-ciel et le touladi entiers (âgés de 4 ans) du lac Ontario 279

Figure 12 Concentrations moyennes de DDT chez l'éperlan arc-en-ciel et le touladi entiers du lac Ontario 280

Figure 13 Concentrations moyennes de p,p'-DDE chez l'éperlan arc-en-ciel et le touladi entiers (âgés de 4 ans) du lac Ontario 281

Figure 14 Concentrations moyennes de DDT chez des queues à tache noire de l'année prélevées à trois endroits dans le lac Ontario 282

Figure 15 Concentrations moyennes de 2,3,7,8-TCDD chez le touladi entier (âgé de 4 ans) du lac Ontario 284

Figure 16 Distribution spatiale des polychloro-dibenzo-p-dioxines totales chez le poisson entier des Grands Lacs 285

Figure 17 Distribution spatiale des polychloro-dibenzofuranes totaux chez le poisson entier des Grands Lacs 285

Figure 18 Concentrations moyennes de chlordane chez des queues à tache noire de l'année prélevées à deux endroits dans le lac Ontario 286

Figure 19 Concentrations moyennes de mercure chez l'éperlan arc-en-ciel et le touladi entiers (âgés de 4 ans) du lac Ontario 287

Figure 20 Concentrations moyennes d'arsenic chez le touladi entier (âgé de 4 ans) du lac Ontario 288

Figure 21 Concentrations moyennes de sélénium chez le touladi entier (âgé de 4 ans) du lac Ontario 288

Figure 22 Concentrations moyennes de zinc chez le touladi entier (âgé de 4 ans) du lac Ontario 289

Figure 23 Concentrations moyennes de BPC chez l'éperlan arc-en-ciel et le doré entiers du lac Érié 290

Figure 24 Lieux d'échantillonnage des queues à tache noire dans le lac Érié 291

Figure 25 Concentrations moyennes de BPC chez des queues à tache noire de l'année prélevées à deux endroits dans le lac Érié 292

Figure 26 Concentrations moyennes de dieldrine chez le doré entier du lac Érié 293

Figure 27 Concentrations moyennes de DDT chez l'éperlan arc-en-ciel et le doré entiers du lac Érié 294

Figure 28 Concentrations moyennes de p,p'-DDE chez l'éperlan arc-en-ciel et le doré entiers du lac Érié 295

Figure 29 Concentrations moyennes de DDT chez les queues à tache noire de l'année prélevées à deux endroits dans le lac Érié 296

Figure 30 Concentrations moyennes de plomb chez l'éperlan arc-en-ciel entier du lac Érié 297

Figure 31 Concentrations moyennes de mercure chez l'éperlan arc-en-ciel et le doré entiers du lac Érié 298

Figure 32 Concentrations moyennes de BPC chez l'éperlan arc-en-ciel et le touladi entiers (âgés de 4 ans) du lac Huron 299

Figure 33 Lieux d'échantillonnage des queues à tache noire dans le lac Huron 300

Figure 34 Concentrations moyennes de dieldrine chez le touladi entier (âgé de 4 ans) du lac Huron 301

Figure 35 Concentrations moyennes de DDT chez l'éperlan arc-en-ciel et le touladi entiers (âgés de 4 ans) du lac Huron 302

Figure 36 Concentrations moyennes de p,p'-DDE chez l'éperlan arc-en-ciel et le touladi entiers (âgés de 4 ans) du lac Huron 303

Figure 37 Concentrations moyennes de chlordane chez le touladi entier (âgé de 4 ans) du lac Huron 304

Figure 38 Concentrations moyennes de mercure chez l'éperlan arc-en-ciel et le touladi entiers (âgés de 4 ans) du lac Huron 305

Figure 39 Concentrations moyennes de BPC chez l'éperlan arc-en-ciel et le touladi entiers (âgés de 4 ans) du lac Supérieur 306

Figure 40 Lieux d'échantillonnage des queues à tache noire dans le lac Supérieur 307

Figure 41 Concentrations moyennes de dieldrine chez l'éperlan arc-en-ciel et le touladi entiers (âgés de 4 ans) du lac Supérieur 308

Figure 42 Concentrations moyennes de DDT chez l'éperlan arc-en-ciel et le touladi entiers (âgés de 4 ans) du lac Supérieur 309

Figure 43 Concentrations moyennes de p,p'-DDE chez l'éperlan arc-en-ciel et le touladi entiers (âgés de 4 ans) du lac Supérieur 310

Figure 44 Concentrations moyennes de mercure chez l'éperlan arc-en-ciel et le touladi entiers (âgés de 4 ans) du lac Supérieur 311

Figure 45 Concentrations moyennes de chlordane chez le touladi entier (âgé de 4 ans) du lac Supérieur 312

Figure 46 Concentrations moyennes de BPC chez le cisco de fumage et le touladi entiers (longueur moyenne de 620 à 640 mm) du lac Michigan 313

Figure 47 Concentrations moyennes de dieldrine chez le cisco de fumage et le touladi entiers (longueur moyenne de 620 à 640 mm) du lac Michigan 314

Figure 48 Concentrations moyennes de DDT chez le cisco de fumage et le touladi entiers (longueur moyenne de 620 à 640 mm) du lac Michigan 315

Figure 49 Concentrations moyennes de chlordane chez le touladi entier (longueur moyenne de 620 à 640 mm) du lac Michigan 316

Figure 50 Lieux d'échantillonnage des queues à tache noire dans le réseau du lac Sainte-Claire et de la rivière Detroit 317

Figure 51 Concentrations moyennes de BPC et de DDT chez les queues à tache noire de l'année prélevées dans le ruisseau Pike, qui se jette dans le lac Sainte-Claire 318

Figure 52 Concentrations moyennes de mercure chez le doré (tissus du muscle dorsal) du lac Sainte-Claire 319

Figure 53 Lieux d'échantillonnage des queues à tache noire dans la rivière Niagara 320

Figure 54 Lieux d'échantillonnage des queues à tache noire dans le fleuve Saint-Laurent 321

Figure 55 Concentrations moyennes de mercure chez le doré (tissus du muscle dorsal) du lac Saint-François, un élargissement du fleuve Saint-Laurent 322

Figure 56 Concentrations moyennes de plomb alkylé chez la carpe, le meunier noir et la barbotte brune (poissons entiers) prélevés à Maitland, dans le fleuve Saint-Laurent 323

Figure 57 Concentrations moyennes de plomb total chez la perchaude, le meunier noir et le grand brochet prélevés à Maitland, dans le fleuve Saint-Laurent 324

Figure 58 Concentrations moyennes de BPC, selon l'année, chez le touladi entier des lacs Ontario, Huron, Michigan et Supérieur 325

Figure 59 Concentrations moyennes de DDT, selon l'année, chez le touladi entier des lacs Ontario, Huron, Michigan et Supérieur 326

Figure 60 Concentrations moyennes de BPC totaux et de DDT, en fonction de diverses catégories d'âge, chez le touladi entier du lac Ontario, en 1988 327

Figure 61 Concentrations de contaminants organochlorés chez le touladi du lac Ontario (filets standard), en fonction de l'âge et de la teneur en lipides des poissons (échantillonnage en 1985) 328

Figure 62 Pourcentage des lieux d'échantillonnage faisant l'objet d'avis relatifs à la consommation du touladi 330

Figure 63 Pourcentage des lieux d'échantillonnage faisant l'objet d'avis relatifs à la consommation de la perchaude 331

Figure 64 Carte des «secteurs préoccupants» des Grands Lacs 332

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1 Évolution des concentrations de contaminants organiques chez le biote invertébré du lac Ontario 178

Tableau 2 Concentrations moyennes des contaminants dans des échantillons de *Pontoporeia* prélevés dans les bassins occidental et oriental du lac Ontario 178

Tableau 3 Comparaisons entre les lacs des concentrations de contaminants chez le plancton tamisé 180

Tableau 4 Comparaisons entre les lacs des concentrations de contaminants chez *Mysis* 181

Tableau 5 Comparaisons entre les lacs des concentrations de contaminants chez *Pontoporeia* 181

Tableau 6 Tableau récapitulatif des contaminants décelés chez les invertébrés des Grands Lacs 182

Tableau 7 Concentrations moyennes de BPC chez les queues à tache noire de l'année du lac Ontario 191

Tableau 8 Concentrations moyennes de mirex chez les queues à tache noire de l'année du lac Ontario 193

Tableau 9 Évolution à long terme des concentrations de HCB chez les poissons de pêche sportive du port de Hamilton 194

Tableau 10 Concentrations moyennes de HCB chez les queues à tache noire de l'année du lac Ontario 195

Tableau 11 Concentrations de DDT total chez les queues à tache noire de l'année du lac Ontario 197

Tableau 12 Concentrations moyennes de toxaphène chez le touladi du lac Ontario, de 1977 à 1986 199

Tableau 13 Concentrations de HAP mesurées dans des filets de poissons provenant du port de Hamilton 200

Tableau 14 Concentrations moyennes de plomb total chez le poisson du lac Ontario 201

Tableau 15 Concentrations moyennes de BPC chez les queues à tache noire de l'année du lac Érié prélevées à divers endroits au Canada et aux États-Unis 203

Tableau 16 Concentrations moyennes de DDT total chez les queues à tache noire de l'année du lac Érié 205

Tableau 17 Concentrations moyennes de chlordane chez les queues à tache noire de l'année du lac Érié 206

Tableau 18 Concentrations de plomb total dans des échantillons de poissons entiers du lac Érié 206

Tableau 19 Concentrations moyennes de mercure total chez les queues à tache noire de l'année du lac Érié 208

Tableau 20 Concentrations moyennes de DDT total chez les queues à tache noire de l'année du lac Huron 210

Tableau 21 Concentrations moyennes de chlordane chez les queues à tache noire de l'année du lac Huron 211

Tableau 22 Concentrations moyennes de mercure total chez les queues à tache noire de l'année du lac Huron 212

Tableau 23 Concentrations moyennes de sélénium chez le doré, l'éperlan et la perchaude de la baie Georgienne et du chenal North (lac Huron) 213

Tableau 24 Tendances à long terme des concentrations de toxaphène chez le touladi du lac Supérieur 216

Tableau 25 Concentrations moyennes de BPC totaux chez les queues à tache noire de l'année du réseau des rivières St. Clair et Detroit 220

Tableau 26 Concentrations moyennes de DDT total chez les queues à tache noire de l'année du réseau des rivières St. Clair et Detroit 221

Tableau 27 Concentrations moyennes de HCB chez les queues à tache noire de l'année du réseau des rivières St. Clair et Detroit 222

Tableau 28 Concentrations moyennes de mercure chez les queues à tache noire de l'année du réseau des rivières St. Clair et Detroit 223

Tableau 29 Concentrations moyennes de chlordane chez les queues à tache noire de l'année du réseau des rivières St. Clair et Detroit 224

Tableau 30 Concentrations moyennes de BPC totaux chez les queues à tache noire de l'année de la rivière Niagara 225

Tableau 31 Concentrations moyennes de HCB chez les queues à tache noire de l'année de la rivière Niagara 226

Tableau 32 Concentrations moyennes de DDT total chez les queues à tache noire de l'année de la rivière Niagara 227

Tableau 33 Concentrations moyennes de mercure chez les queues à tache noire de l'année de la rivière Niagara 228

Tableau 34 Concentrations moyennes de chlordane chez les queues à tache noire de l'année de la rivière Niagara 228

Tableau 35 Concentrations moyennes de BPC totaux chez les queues à tache noire de l'année du fleuve Saint-Laurent 229

Tableau 36 Concentrations moyennes de DDT total chez les queues à tache noire de l'année du fleuve Saint-Laurent 229

Tableau 37 Concentrations moyennes de mirex chez les queues à tache noire de l'année du fleuve Saint-Laurent 230

Tableau 38 Concentrations moyennes de mercure chez les queues à tache noire de l'année du fleuve Saint-Laurent 231

Tableau 39 Concentrations moyennes de chlordane chez les queues à tache noire de l'année du fleuve Saint-Laurent 232

Tableau 40 Concentrations moyennes régionales de BPC chez les queues à tache noire de l'année prélevées en 1982-1983 233

Tableau 41 Concentrations des contaminants décelés en 1988 chez les touladis entiers (âgés de 4 ans et plus) 236

Tableau 42 Tableau récapitulatif des autres contaminants décelés chez les poissons des Grands Lacs 238

Tableau 43 Concentrations moyennes de BPC, de DDT et de mercure chez six groupes d'âge de dorés du bassin occidental du lac Érié 243

Tableau 44 Contaminants faisant l'objet d'analyses de routine dans le cadre de programmes concernant les avis relatifs à la contamination des poissons de pêche sportive des Grands Lacs 246

Tableau 45 Tableau récapitulatif des occurrences (1986) où la charge des contaminants chez les poissons entiers dépassait les objectifs de l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs 247

Tableau 46 Problèmes de contamination des poissons dans les «secteurs préoccupants» des Grands Lacs 251

1. INTRODUCTION

La présente partie du rapport traite des concentrations de produits chimiques toxiques chez le biote aquatique des Grands Lacs, particulièrement les poissons. Elle ne se veut pas une étude détaillée de la concentration de tous les produits chimiques présents chez tout le biote des Grands Lacs, ni une interprétation exhaustive de leur répartition et des tendances qui les caractérisent. Elle vise plutôt à donner un aperçu général de l'ampleur du problème. Le fleuve Saint-Laurent et les voies interlacustres sont traités dans la mesure où les données étaient disponibles. Bien qu'on ait mis l'accent sur les polluants critiques de la Commission mixte internationale, d'autres contaminants ont été examinés lorsqu'on disposait de données fiables et pertinentes.

L'amélioration des pratiques industrielles, la mise en place de règlements et de restrictions plus sévères et l'interdiction de fabriquer et d'utiliser certains produits chimiques ont permis de réduire les déversements directs et indirects de bon nombre de produits chimiques toxiques. Il en est résulté une diminution des charges de contaminants chez certaines espèces constituant le biote aquatique. Malgré tout, même s'il était possible d'éliminer tout déversement de produits chimiques, le biote aquatique continuerait d'être exposé à trois sources de produits chimiques toxiques :

1. Sédiments contaminés

Les sédiments contaminés, (appelés «polluants *in situ*»), demeureront pendant de nombreuses années une source de contamination des Grands Lacs par les produits chimiques. Ce problème est de toute évidence plus aigu près des zones fortement industrialisées, où l'on déverse des effluents depuis de nombreuses années. Les contaminants sont transmis des sédiments aux espèces prédatrices supérieures par bioaccumulation et bioamplification, puis ces contaminants retournent aux sédiments ou aux niveaux trophiques inférieurs, par suite de la mort et de la décomposition des organismes des niveaux trophiques supérieurs. En raison de la nature cyclique du processus, les problèmes de contamination des sédiments risquent d'avoir un effet sur les pêches pendant encore longtemps après l'élimination des déversements ponctuels. De plus, on a pu observer une contamination des ressources halieutiques par les sédiments contaminés dans des régions très

éloignées des sources. Ainsi, le transport des sédiments en suspension contaminés par le mirex, provenant d'une seule source sur le lac Ontario, a propagé la contamination à des endroits très éloignés de cette source initiale.

2. *Transport et dépôt à distance des produits chimiques toxiques*

Le transport et le dépôt à distance des produits chimiques toxiques contribuent de façon importante à la contamination des Grands Lacs. Ainsi, l'apport atmosphérique représente plus de 90 % de l'apport total de BPC dans le lac Supérieur (voir le tableau 2. de la première partie). On sait également que le toxaphène est transporté dans l'atmosphère. Or, pour l'essentiel, le toxaphène est utilisé uniquement à l'extérieur du bassin hydrographique des Grands Lacs; on l'a toutefois signalé chez le touladi de tous les Grands Lacs. Il est probable que l'importance relative des dépôts atmosphériques est fonction de la superficie des lacs et de leur taux de renouvellement.

3. *Lieux d'élimination des déchets dangereux*

Des données démontrent que les lieux d'élimination des déchets dangereux le long de la rivière Niagara représentent des sources de contamination du biote du lac Ontario. Quelque 1,2 million de tonnes de déchets contaminés sont stockés dans 66 dépotoirs, et environ 75 % de ces déchets pourraient être entraînés par lessivage dans la rivière Niagara, puis transportés en aval jusqu'au lac Ontario. De nombreux autres lieux d'élimination de déchets dangereux dans le bassin hydrographique des Grands Lacs renferment des produits chimiques dangereux qui pourraient être entraînés par lessivage dans les Grands Lacs mêmes et contaminer davantage l'écosystème.

L'utilisation de composantes biotiques de l'écosystème des Grands Lacs pour la surveillance des contaminants fait partie intégrante du Plan international de surveillance des Grands Lacs (PISGL) de la Commission mixte internationale (CMI). La biosurveillance présente les avantages suivants :

a) le biote constitue un des maillons de la chaîne reliant les sources de contamination, les concentrations ambiantes et les humains;

b) le biote concentre et accumule les substances contaminantes, ce qui permet de repérer et de quantifier les substances toxiques;

c) la surveillance des concentrations de produits chimiques chez certaines espèces constituant le biote, ou de certains paramètres biologiques (taux de croissance, de reproductivité, etc.) fait office de système de détection et d'alerte précoces (CMI, 1981).

Le PISGL prévoit la mise en oeuvre, à l'échelle du bassin hydrographique, d'un programme international conjoint de surveillance des tendances en matière de concentrations de contaminants chez le biote des Grands Lacs. Le programme porte sur le suivi annuel de la concentration des contaminants organiques et inorganiques dans des échantillons de queues à tache noire de l'année prélevées dans les zones près des rives, de prédateurs de niveau trophique supérieur et de poissons fourrage du large (touladi, doré et éperlan), ainsi que d'oeufs de Goéland argenté. Les données de ces enquêtes annuelles sont analysées afin de permettre de dégager les tendances à long terme et la distribution spatiale dans les trois niveaux trophiques de l'écosystème des Grands Lacs. Bien que les programmes de surveillance des contaminants dans les poissons de pêche sportive du bassin des Grands Lacs mis en oeuvre par les provinces et les États américains n'aient pas pour objet de recueillir ce type de données, les données disponibles sur des populations de poissons d'âge comparable peuvent être utilisées aux fins de l'analyse des tendances.

Les autres espèces fauniques constituant le biote aquatique ont reçu une attention beaucoup moindre que le poisson comme bio-indicateurs de la contamination. Néanmoins, des organismes comme le plancton tamisé, *Mysis* et *Pontoporeia*, ont été utilisés dans un certain nombre de programmes de biosurveillance, dont :

a) l'évaluation du potentiel de bioaccumulation des produits chimiques toxiques dans les sédiments contaminés;

b) la quantification d'un contaminant dans un gradient de pollution, par exemple à partir d'une source ponctuelle;

c) la prévision de la bioaccumulation des contaminants le long de la pyramide alimentaire, par la mesure des charges de contaminants chez les poissons et chez leurs sources alimentaires, notamment le plancton et les invertébrés benthiques;

d) la mise au point d'un mécanisme d'alerte précoce pour la prévision des effets chez les espèces du niveau trophique supérieur.

Sur le plan expérimental, des liens ont été établis entre l'absorption de contaminants organiques par la biote et divers facteurs, notamment la structure chimique des contaminants, leur caractère hydrophobe (c'est-à-dire leur affinité plus ou moins grande pour les milieux non aqueux, tels les sédiments et le biote), l'intensité et la durée de l'exposition, sans oublier la lipophilie des contaminants (c'est-à dire leur affinité pour les lipides). Maintes études ont révélé l'existence d'une relation directe entre la teneur en lipides des organismes et les charges de contaminants observées. Il faut tenir compte de tous ces facteurs pour offrir une interprétation valide des données temporelles et spatiales sur les contaminants chez le biote.

On peut accroître l'efficacité de la biosurveillance en normalisant les données en fonction de la teneur en lipides, de l'âge ou de la taille de l'organisme. Qu'il suffise pour illustrer cette approche de citer une étude réalisée, pour déterminer la répartition dynamique d'un contaminant lors de son accumulation dans la réseau trophique (Whittle, 1985b). Cette étude a permis d'établir, après la normalisation des données en fonction du poids en lipides, que les teneurs maximales en contaminants chez le biote étaient atteintes durant le printemps. En outre, les petits organismes affichaient des variations saisonnières de concentration plus marquées, ce qui semble indiquer que les petits organismes possèdent un temps de réaction plus court et sont des indicateurs plus efficaces des variations à court terme.

Nombre de facteurs influent sur l'importance des charges de contaminants organiques et inorganiques observées chez le poisson, notamment la teneur en lipides, l'âge, la position dans la réseau trophique et la portion du spécimen qui a été analysée. Il est nécessaire, pour dégager les tendances temporelles, de normaliser les données en fonction de ces facteurs et de mettre en oeuvre un programme de contrôle de la qualité

portant sur les méthodes d'analyse utilisées. Pour évaluer l'évolution temporelle et spatiale des charges de contaminants dans les Grands Lacs, nous ferons appel aux résultats du Programme national de biosurveillance des pesticides, de l'Enquête sur les contaminants de l'environnement dans les Grands Lacs et du Programme de surveillance des contaminants dans le poisson des Grands Lacs (Baumann et Whittle, 1988), puisqu'ils s'appuient sur des méthodes normalisées.

2. CONCENTRATIONS DES CONTAMINANTS CHEZ LE BIOTE AQUATIQUE

2.1 CONCENTRATIONS DES CONTAMINANTS CHEZ LES INVERTÉBRÉS

Il n'existe qu'un certain nombre de programmes de surveillance visant à dégager la distribution spatiale des contaminants et les tendances à long terme chez les invertébrés. On a mesuré les charges de contaminants chez les organismes fourrage, y compris le plancton de surface, qui regroupe principalement des formes microscopiques d'espèces végétales en suspension dans l'eau (phytoplancton) et d'espèces animales (zooplancton) (> 153 µm); chez la crevette d'eau douce *Mysis relicta*, l'un des organismes les plus volumineux du zooplancton (qui se nourrit principalement dans la colonne d'eau); et chez l'amphipode ou crustacé *Pontoporeia*, un organisme benthique (qui se nourrit de sédiments et de matières en sédimentation). Des données sur la surveillance des contaminants étaient disponibles pour le lac Ontario de 1977 à 1982, pour le lac Érié en 1980, pour le lac Huron en 1980 et en 1983, et pour le lac Supérieur en 1983.

En 1983, le ministère de l'Environnement de l'Ontario (MEO) a mis en oeuvre un programme sur les polluants *in situ*. Dans le cadre du programme, des organismes benthiques, tout particulièrement des vers de boues *Limnodrilus hoffmeisteri* et *Tubifex tubifex*, sont prélevés et analysés quant à leurs concentrations de métaux lourds, en BPC et en pesticides organochlorés. On dispose de données de 1983 pour un certain nombre d'endroits situés dans les zones près des rives et dans les voies interlacustres, notamment le port de Toronto, le port de Hamilton, les rivières St. Marys, St. Clair et Niagara, ainsi que le fleuve Saint-Laurent (Persaud *et al.*, 1987). Il a été démontré qu'on observait constamment une importante bioaccumulation de contaminants organiques par les oligochètes à certains endroits, surtout à proximité de rivières ou de sources ponctuelles (p. ex. : les usines d'épuration, les égouts pluviaux). Les données se rapportant aux études annuelles subséquentes n'ont pas été publiées.

L'étude sur les voies interlacustres des Grands Lacs d'amont a établi que les charges de contaminants dans les rivières St. Marys, St. Clair et Detroit sont à l'origine d'accumulation de concentrations élevées de contaminants toxiques dans les sédiments et chez le biote. Dans chaque voie

fluviale interlacustre, l'étude définit des «zones atteintes», caractérisées par l'abondance relative d'espèces benthiques résistantes à la pollution et la diminution de la diversité des autres espèces benthiques (UGLCCS, 1989).

D'autres programmes de surveillance ont porté sur l'emploi de bivalves introduits (en cage) ou indigènes pour la biosurveillance de la distribution, de la biodisponibilité et des zones de contamination, particulièrement dans les voies interlacustres, notamment la rivière Niagara (Kauss *et al.*, 1981; Comité des produits toxiques de la rivière Niagara, 1984), et le réseau hydrographique des rivières St. Clair et Detroit (p. ex. : Kauss et Hamdy, 1984; Pugsley *et al.*, 1985, 1988).

Les charges de contaminants chez le plancton tamisé de surface, chez *Mysis* et *Pontoporeia* des Grands Lacs ont fait l'objet d'une surveillance de 1977 à 1983.

2.1.1 Lac Ontario

La figure 1 présente les concentrations des contaminants organochlorés chez les invertébrés du lac Ontario. Bien qu'on observe une fluctuation marquée des concentrations d'une année à l'autre, il semble y avoir une diminution constante des BPC, du p,p'-DDE et de la dieldrine dans le plancton tamisé. Toutefois, cette tendance n'a pas été observée chez *Mysis* ni chez *Pontoporeia*. Comme prévu, les concentrations augmentent en fonction du niveau trophique.

Les données relatives aux métaux à l'état de traces ne révèlent aucune tendance caractéristique. On trouvera à la figure 2 une représentation des concentrations d'arsenic, de cadmium, de mercure et de plomb.

D'après les données existantes, il est possible d'établir des comparaisons entre les concentrations de contaminants organiques chez le plancton de surface en 1972, en 1977 et en 1982, et chez *Pontoporeia* en 1972 et en 1983 (tableau 1). Dans le cas du plancton, les concentrations de contaminants étaient de dix à cent fois moins élevées en 1982 qu'en 1972. Cependant, pour *Pontoporeia*, les données indiquent des augmentations des charges corporelles de DDT total, de p,p'-DDE et de dieldrine entre 1972 et 1983, alors que la quantité de résidus de BPC chutait de deux ordres de grandeur. Les changements dans les concentrations de résidus de contaminants chez *Pontoporeia* observés entre 1972 et 1983 sont peut-être

attribuables aux différentes méthodes d'analyse utilisées. La composition des espèces de plancton relevée dans les échantillons prélevés en 1972 était différente de celle des échantillons prélevés en 1977 et en 1983. En raison de ces différences, aucune conclusion générale n'a pu être dégagée concernant les tendances temporelles de la contamination du plancton et des invertébrés du lac Ontario.

TABLEAU 1 ÉVOLUTION DES CONCENTRATIONS DE CONTAMINANTS ORGANIQUES CHEZ LE BIOTE INVERTÉBRÉ DU LAC ONTARIO (en ppm, poids sec)

	Plancton tamisé			Pontoporeia[1]	
Paramètres	**1972**	**1977**	**1982**	**1972**	**1983**
p,p'-DDE	3,11	0,04	0,03	0,12	0,24
DDT total	3,46	0,12	<0,01	0,21	0,64
Dieldrine	0,13	0,05	<0,01	0,01	0,27
BPC totaux	6,14	0,19	<0,05	0,98	0,16

1. Les échantillons de *Pontoporeia* provenaient uniquement du bassin occidental du lac Ontario.

Source : Haile *et al.*, 1975.

Les données plus récentes proviennent du ministère des Pêches et des Océans.

TABLEAU 2 CONCENTRATIONS MOYENNES DES CONTAMINANTS DANS DES ÉCHANTILLONS DE *PONTOPOREIA* PRÉLEVÉS DANS LES BASSINS OCCIDENTAL ET ORIENTAL DU LAC ONTARIO (en ppm, poids sec)

Paramètre	**Bassin occidental**	**Bassin oriental**
Arsenic	7,4	3,1
Cuivre	98,5	85,6
Plomb	4,5	2,9
Mercure	0,40	0,09
Zinc	89,75	60,00
p,p'-DDE	0,292	0,730
DDT total	0,440	1,088
Mirex	0,226	0,041
BPC totaux	1,378	1,849

Source : D.M. Whittle et J.D. Fitzsimons, 1983.

On peut aussi établir des comparaisons spatiales. Des données comparatives révèlent que les concentrations moyennes de métaux lourds et de mirex chez *Pontoporeia* étaient plus élevées dans les échantillons prélevés dans le bassin occidental du lac Ontario que dans ceux provenant du bassin oriental. De plus, les échantillons provenant de ce dernier bassin renfermaient des concentrations plus élevées de p,p'-DDE, de DDT total et de BPC (tableau 2).

2.1.2 Lac Érié

Des échantillons de plancton tamisé ont été prélevés dans le lac Érié en 1980, tandis que des échantillons de plancton tamisé et de *Pontoporeia* ont été recueillis dans le bassin oriental du lac Érié en 1981. Les données sur les concentrations des contaminants sont présentées et étudiées dans la section traitant des variations entre les lacs.

2.1.3 Lac Huron

Des échantillons de plancton, de *Mysis* et de *Pontoporeia*, provenant de jusqu'à cinq emplacements (Goderich, South Baymouth, île Burnt-chenal North, cap Rich, rivière French) ont été recueillis dans le lac Huron en 1980 et en 1983. D'après les données de 1983, les concentrations de cadmium, de chrome, de cuivre, de plomb, de mercure, de nickel et de zinc dans les échantillons de *Pontoporeia* prélevés à l'emplacement du chenal North étaient significativement plus élevées que celles dans les échantillons de Goderich et de South Baymouth. Cette différence peut être attribuable aux caractéristiques géologiques des deux régions et aux activités d'extraction et d'exploitation minière du bassin de Sudbury. Les concentrations de contaminants organiques étaient en général voisines ou inférieures au seuil de détection. La concentration de BPC (moins de 0,1 ppm) rapportée pour le plancton tamisé en 1983 était nettement inférieure aux concentrations (moyenne de 2,8 ppm, maximum de 8,1 ppm) publiées par Glooschenko *et al.* (1976) pour les échantillons prélevés en 1974.

2.1.4 Lac Supérieur

Des échantillons de plancton tamisé ont été prélevés en 1983 dans les baies Thunder et Whitefish, tandis que les échantillons de *Pontoporeia* l'on été uniquement dans la baie Whitefish. La concentration de BPC (moins de 0,1 ppm) rapportée pour le plancton tamisé en 1983 était nettement inférieure aux valeurs obtenues (moyenne de 0,6 ppm, maximum de 1,3 ppm) pour le seston en 1974 (Glooschenko *et al.*, 1976). Les données sur les charges de contaminants en 1983 sont présentées et étudiées dans la prochaine section traitant des variations entre les lacs.

TABLEAU 3 COMPARAISONS ENTRE LES LACS DES CONCENTRATIONS DE CONTAMINANTS CHEZ LE PLANCTON TAMISÉ (en ppm, poids sec)

Paramètre	Lac Ontario (1982)	Lac Érié (1980)	Lac Huron, chenal North (1983)	Lac Supérieur (1983) Baie Whitefish	Lac Supérieur (1983) Baie Thunder
Arsenic	3,8	-	2,4	2,0	3,8
Cadmium	1,4	-	1,3	2,7	1,6
Chrome	-	-	2,7	-	-
Cuivre	-	-	12,6	37,6	19,6
Plomb	4,1	-	3,8	5,2	20,3
Mercure	0,05	-	0,83	0,07	0,10
Nickel	-	-	20,8	-	-
Sélénium	1,8	2,1	1,8	2,5	1,0
Zinc	102,1	-	92,0	100,6	142,4
p,p'-DDE	0,03	-	<0,01	-	-
DDT total	<0,01	-	<0,01	0,02	<0,01
Dieldrine	<0,01	-	<0,01	0,03	<0,01
Mirex	<0,01	-	<0,01	<0,01	<0,01
BPC totaux	<0,01	-	<0,1	<0,1	<0,1

Source : D.M. Whittle et J.D. Fitzsimons, 1983 (données sur les contaminants organochlorés décelés chez le poisson du lac Ontario). Autres données du ministère des Pêches et des Océans.

2.1.5 Discussion

Les données les plus récentes sur les charges de contaminants dans des échantillons de plancton tamisé, de *Mysis* et de *Pontoporeia* prélevés dans les lacs Ontario, Érié, Huron et Supérieur sont présentées dans les tableaux 3, 4 et 5 respectivement. De façon générale, les concentrations de cadmium, de plomb, de mercure et de sélénium étaient un peu plus élevées chez le biote invertébré des lacs Huron et Supérieur que chez celui du lac Ontario, ce qui reflète vraisemblablement les caractéristiques géologiques différentes des bassins de ces lacs. Les concentrations d'arsenic étaient généralement plus élevées chez le biote invertébré du lac Ontario. Les concentrations de résidus de BPC et de pesticides organochlorés étaient également plus élevées chez le biote du lac Ontario, sans doute en raison des activités industrielles et agricoles plus intenses pratiquées dans ce bassin.

Le tableau 6 présente un résumé, par lac et par voie interlacustre, des contaminants décelés chez le biote. La plupart de ces données ne peuvent servir à l'analyse des tendances temporelles ou spatiales, en raison de la disparité des lieux d'échantillonnage et des types d'organismes

échantillonnés, de la discontinuité de l'échantillonnage dans le temps et de l'absence d'un programme d'assurance de la qualité inter-laboratoires.

TABLEAU 4 COMPARAISONS ENTRE LES LACS DES CONCENTRATIONS DE CONTAMINANTS CHEZ *MYSIS* (en ppm, poids sec)

Paramètres	Lac Ontario (1980,1982)[1]	Lac Huron (1983)	Lac Supérieur, Baie Whitefish (1983)
Arsenic	4,0	3,0	3,0
Cadmium	0,12	0,17	0,15
Chrome	-	3,4	-
Cuivre	-	20,3	15,1
Plomb	2,9[2]	<1,0	<0,5
Mercure	0,03	0,10	0,10
Nickel	-	1,5-17,5[3]	-
Sélénium	2,5	3,2	2,9
Zinc	80,5	74,7	70,4
p,p'-DDE	0,14	0,03	-
DDT total	0,20	0,03	0,02
Dieldrine	0,07	0,01	0,02
Mirex	<0,01	<0,01	L0,01
BPC totaux	0,58	<0,1	<0,1

1. Données de 1980 pour les métaux lourds; données de 1982 pour les substances organiques.
2. Données recueillies en 1979.
3. Intervalle.

Source : Ministère des Pêches et des Océans

TABLEAU 5 COMPARAISONS ENTRE LES LACS DES CONCENTRATIONS DE CONTAMINANTS CHEZ *PONTOPOREIA* (en ppm, poids sec)

Paramètres	Lac Ontario (1982,1983)[1]	Lac Érié (1981)	Lac Huron (1983)	Lac Supérieur, Baie Whitefish (1983)
Arsenic	5,6	-	5,8	6,0
Cadmium	1,5	-	1,6	4,9
Chrome	-	-	2,9-13,2[3]	-
Cuivre	-	-	139,5	20,8
Plomb	1,7	-	2,2	2,4
Mercure	0,08	-	0,06-0,22	0,12
Nickel	-	-	3,0-21,2	-
Sélénium	1,1	-	2,7	3,2
Zinc	48,0	-	69,5	77,8
p,p'-DDE	0,25	0,06	<0,01	-
DDT total	0,66	0,11	<0,01	-
Dieldrine	0,28	0,06	<0,01	-
Mirex	0,12[2]	<0,01	<0,01	-
BPC totaux	1,35	0,56	<0,1	-
Chlordane	-	0,03	-	-

1. Données de 1982 pour les métaux lourds; données de 1983 pour les composés organiques.
2. Données de 1980.
3. Intervalle.

Source : Ministère des Pêches et des Océans.

TABLEAU 6 TABLEAU RÉCAPITULATIF DES CONTAMINANTS DÉCELÉS CHEZ LES INVERTÉBRÉS DES GRANDS LACS

Paramètre	Type[1] d'organisme	Fleuve St-Laurent	Lac Ontario	Rivière Niagara	Lac Érié	Rivières St. Clair et Detroit	Lac Huron	Lac Michigan	Rivière St. Marys	Lac Supérieur	Référence[2]
Métaux											
Antimoine	B, P, Z							X			29
Arsenic	NP, M, A		X				X			X	1, 2, 3
	O		X	X					X		8
	A									X	11
	C			X							20
	B, P, Z							X			29
Baryum	B, P, Z							X			29
Cadmium	NP, M, A		X				X			X	1, 2, 3
	O		X	X		X			X		8
	C			X		X					17, 20
Chrome	NP, M, A						X				1
	A									X	11
	B, P, Z							X			29
Cobalt	B, P, Z							X			29
Cuivre	NP, M, A						X			X	1, 2
	O		X	X		X			X		8
	A									X	11
	C			X							20
	B, P, Z							X			29
Fer	O		X	X		X			X		8
	A									X	11
	C			X							20
	B, P, Z							X			29
Plomb	NP, M, A		X				X			X	1, 2, 3
	O		X	X		X			X		8
	C	X				X					16, 17
Manganèse	O		X	X		X			X		8
	B, P, Z							X			29
Mercure	NP, M, A		X				X			X	1, 2, 3
	O		X	X					X		8
	A									X	11
	C			X							20
	CM				X						22, 23
	B, P, Z							X			29
Molybdène	B, P, Z							X			29
Nickel	NP, M, A						X				1
Sélénium	NP, M, A		X				X			X	1, 2, 3
	NP				X						5, 24
	C			X							20
	B, P, Z							X			29
Argent	B, P, Z							X			29
Strontium	B, P, Z							X			29
Vanadium	B, P, Z							X			29

TABLEAU 6 (Suite) TABLEAU RÉCAPITULATIF DES CONTAMINANTS DÉCELÉS CHEZ LES INVERTÉBRÉS DES GRANDS LACS

Paramètre	Type[1] d'organisme	Fleuve St-Laurent	Lac Ontario	Rivière Niagara	Lac Érié	Rivières St. Clair et Detroit	Lac Huron	Lac Michigan	Rivière St. Marys	Lac Supérieur	Référence[2]
Zinc	NP, M, A		X				X			X	1, 2, 3
	O		X	X		X			X		8
	A									X	11
	C			X							20
	B, P, Z							X			29
Plomb alkylé	C	X									16
Contaminants organiques											
Aldrine	O		X								8
	C					X					19
Dieldrine	NP, M									X	2
	NP, M, A		X								3
	NP, A		X								25
	A				X						7
	C			X							20
	NP						X			X	21
	M							X			30
p,p'-DDE	NP, M, A		X								3
	NP, A		X								4, 25
	A				X						7
	O		X			X					8, 9
	C					X					19
	NP						X			X	21
	M							X			30
p,p'-DDD	NP, A		X								4, 25
	O		X			X					8, 9
	C					X					19
	M							X			30
p,p'-DDT	NP, A		X								4
	O					X					9
	C			X		X					14, 19
	A		X								25
	M							X			30
DDT total	NP, M, A		X							X	2, 3
	NP, A		X								4
	O		X								6
	A				X						7
	C			X							20
	NP									X	27
	M							X			30
Mirex	A		X								3, 25
Endrine	C			X							20
	NP		X								25
Alpha-BHC	O		X			X					8, 9
	C			X						14, 19, 20	
	A		X								25
Bêta-BHC	C			X							14
	A		X								25

TABLEAU 6 (Suite) TABLEAU RÉCAPITULATIF DES CONTAMINANTS DÉCELÉS CHEZ LES INVERTÉBRÉS DES GRANDS LACS

Paramètre	Type[1] d'organisme	Fleuve St-Laurent	Lac Ontario	Rivière Niagara	Lac Érié	Rivière St. Clair et Detroit	Lac Huron	Lac Michigan	Rivière St. Marys	Lac Supérieur	Référence[2]
Chlordane	O		X			X					6, 8, 9
	A				X						7
	C			X		X					14, 19, 20
	NP, A		X								25
	M							X			30
BPC	NP, A		X								4, 25
	O		X			X		X		6,8,9,10	
	A				X			X			7, 28
	O, A, M		X								12
	C			X		X				13,14,19,20	
	NP									X	21, 27
	M							X			30
Lindane	O		X								6, 8
	C			X							14
	A		X								25
Hexachloro-benzène	O		X			X					6, 8, 9
	O, A, M		X								12
	C			X		X				14,19,20	
	NP, A		X								25
	M							X			30
Heptachlore	O		X								8
Époxyde d'heptachlore	C			X							14, 20
	NP		X								25
Nonachlore	O					X					9
Chlorobenzènes	O, A, M		X			X					12, 19
Octachlorostyrène	C					X					13, 19
Hexachloro-butadiène	O, A, M		X								12
	C					X					19
Chlorotoluènes	C					X					19
Phenanthrène	A						X				15
	O, CM				X						18
Anthracène	A							X			15
	O, CM				X						18
Fluoranthène	A							X			15
	O, CM				X						18
Pyrène	A							X			15
	O, CM				X						18
Chrysène	A							X			15
	O, CM				X						18
Benzo(a)pyrène	A							X			15
	O, CM				X						18
Benzo(g)pyrène	O, CM				X						18
Acide palmitique	NP									X	26

TABLEAU 6 (Suite) TABLEAU RÉCAPITULATIF DES CONTAMINANTS DÉCELÉS CHEZ LES INVERTÉBRÉS DES GRANDS LACS

Paramètre	Type[1] d'organisme	Fleuve St-Laurent	Lac Ontario	Rivière Niagara	Lac Érié	Rivières St. Clair et Detroit	Lac Huron	Lac Michigan	Rivière St. Marys	Lac Supérieur	Référence[2]
Acide déshydroabiétique	NP									X	28
Dioctylphtalate	NP									X	28

1. NP = plancton tamisé; M = mysides; A = amphipodes; O = oligochètes; C = coquillages; CM = chironomides (moucherons) B = benthos; P = phytoplancton; Z = zooplancton.

2. Sources : 1. Whittle (1987); 2. Whittle (1985c); 3. Whittle (1985b); 4. Haile *et al.* (1975); 5. Hodson *et al.* (1984a); 6. Harlow et Hodson (1988); 7. Whittle et Fitzsimmons (1983); 8. Persaud *et al.* (19[illegible]); 9. Smith *et al.* (1985); 10. Dorkin *et al.* (1988); 11. Heimke *et al.* (1976); 12. Fox *et al.* (1983); 13. Pugsley *et al.* (1985); 14. Comité des toxiques de la rivière Niagara (1984); 15. Eadie *et al.* (1982a); 16. Wong *et al.* (1988); 17. Pugsley *et al.* (1988); 18. Eadie *et al.* (1982b); 19. Kaus et Hamdy (1985); 20. Kaus *et al.* (1981); 21. Glooschenko *et al.* (1976); 22. Walters *et al.* (1972); 23. Skoch et Sikes (1973); 24. Adams et Johnson (1977); 25. Suns *et al.* (1978); 26. Brownlee et Strachan (1977); 27. Veith *et al.* (1977); 28. Veith (1973); 29. Copeland et Ayers (1972); 30. Evans *et al.* (1982).

2.2 CONCENTRATIONS DES CONTAMINANTS CHEZ LE POISSON

Les poissons sont d'excellents indicateurs de la santé d'un écosystème parce qu'ils sont exposés aux contaminants présents dans l'eau et qu'ils bioaccumulent un grand nombre d'entre eux. Comme des contaminants peuvent être présents dans l'eau à des concentrations inférieures au seuil de détection par les méthodes analytiques usuelles, on considère les poissons comme d'excellents indicateurs de la qualité de l'eau en raison de leur capacité de bioaccumulation et de bioamplification de ces contaminants.

Il existe trois programmes qui étudient les concentrations des produits chimiques toxiques chez le poisson : le Programme de surveillance et de contrôle des contaminants chez le poisson des eaux du large, le Programme de surveillance des contaminants chez les jeunes poissons des zones avoisinant les rives et le Programme d'analyse du poisson gibier.

Le Programme de surveillance et de contrôle des contaminants chez le poisson des eaux du large a été mis en oeuvre conjointement par le ministère des Pêches et des Océans du Canada (P&O) ainsi que par le *Fish and Wildlife Service* et l'*Environmental Protection Agency* des États-Unis. Ce programme porte sur la détermination annuelle des concentrations de plusieurs contaminants organiques et de certains métaux chez deux genres de poissons :

a) les poissons fourrage qui se nourrissent principalement de plancton et sont représentés par l'éperlan arc-en-ciel (*Osmerus mordax*) et le cisco de fumage (*Coregonus hoyi*) pour le lac Michigan;

b) les prédateurs de niveau trophique supérieur qui se nourrissent principalement d'autres poissons et sont représentés par le touladi âgé de 4 à 5 ans (*Salvelinus namaycush*) et le doré bleu (*Stizostedion vitreum*) dans le lac Érié.

Le touladi est un indicateur de la contamination organique puisqu'il est au sommet du réseau trophique et qu'il est caractérisé par une teneur élevée en lipides, une grande mobilité et une longue durée de vie. D'autres espèces, comme la truite moulac (hybride du touladi et de l'omble de fontaine), le

fontaine), le chabot (*Cottus* spp.), le saumon coho (*Oncorhynchus kisutch*) et la carpe (*Cyprinus carpio*) ont aussi, à l'occasion, été étudiées dans le cadre de certains programmes portant sur des problèmes précis propres à certains lacs. Étant donné que les contaminants accumulés par les poissons se concentrent dans des tissus non comestibles, le Programme de surveillance et de contrôle des contaminants dans le poisson des eaux du large a fait appel à l'analyse d'homogénats de poissons entiers pour déterminer les variations spatiales et temporelles qui caractérisent les contaminants. Le Programme mis en place aux États-Unis utilise la taille des poissons (longueur totale) comme critère de normalisation pour mesurer les variations à long terme des concentrations en contaminants (DeVault *et al.*, 1986, Hesselberg *et al.*, 1988). Par contre, la méthode canadienne utilise l'âge comme critère de normalisation. Étant donné qu'il existe une bonne corrélation entre l'âge et la taille dans un lac donné, il est acceptable d'utiliser l'un ou l'autre critère. La figure 3 présente les lieux d'échantillonnage des poissons des eaux du large.

En 1975, le ministère de l'Environnement de l'Ontario (MEO) a mis en oeuvre le Programme de surveillance des contaminants chez les jeunes poissons des zones avoisinant les rives, qui prévoit le prélèvement et l'analyse ultérieure d'échantillons de queues à tache noire (*Notropis hudsonius*) dans les zones avoisinant les rives des lacs et dans les voies interlacustres, tout particulièrement dans les secteurs préoccupants. Le *New York State Department of Environmental Conservation* (NYDEC) a récemment mis sur pied un programme semblable. En raison de leur abondance dans tout le bassin des Grands Lacs, les queues à tache noire rendent possible l'établissement de comparaisons entre les lacs et entre divers emplacements d'un même lac. Puisque l'analyse ne porte que sur des jeunes poissons de l'année, il n'est pas nécessaire de normaliser les données en fonction de l'âge ou de la taille. Comme la queue à tache noire est un poisson sédentaire, il devient donc possible d'établir une relation entre sa charge corporelle de contaminants et les sources locales de contaminants. Les variations des concentrations de contaminants chez la queue à tache noire peuvent aussi permettre d'évaluer l'efficacité des mesures correctives apportées. Les lieux d'échantillonnage des queues à tache noire sont indiqués dans la discussion concernant chaque lac (voir les figures 5, 24, 33, 40, 50, 53 et 54).

Il existe, tant pour les programmes concernant les poissons des eaux du large que ceux des zones avoisinant les rives, des ensembles continus de données chronologiques remontant respectivement à 1977 et à 1975. Les deux catégories de programmes comportent la mesure des concentrations chez des poissons entiers et permettent de dégager les tendances temporelles et spatiales.

Le gouvernement de l'Ontario (1977) a mis en oeuvre un Programme d'analyse du poisson gibier qui porte sur l'analyse annuelle d'échantillons de poissons pour en déterminer le contenu en divers contaminants toxiques et qui comprend la publication subséquente d'avis relatifs à la consommation de poissons. Le Programme prévoit la publication d'un *Guide pour la consommation du poisson gibier de l'Ontario.* Ce guide, qui est révisé chaque année, donne une liste des avis relatifs à la consommation de poissons selon la masse d'eau, l'espèce et la longueur du poisson. Le guide couvre toute une gamme de contaminants qui comprend dix métaux, cinq pesticides, les BPC, l'hexachlorobenzène (HCB), le mirex et la 2,3,7,8-TCDD (dioxine). L'édition de 1990 (MEO/MRN, 1990) renseigne sur la consommation de poissons provenant de 1 700 lieux de pêche en Ontario, incluant les emplacements suivants des Grands Lacs : le fleuve Saint-Laurent (13 emplacements), le lac Ontario (37), la rivière Niagara (4), le lac Érié (16), la rivière Detroit (3), le lac Sainte-Claire (1), la rivière St. Clair (5), le lac Huron (20), la baie Georgienne (37), le chenal North (11), la rivière St. Marys (1) et le lac Supérieur (49). Contrairement aux programmes mentionnés précédemment, soit celui concernant les poissons des eaux du large et celui portant sur les queues à tache noire, les analyses en laboratoire du Programme d'analyse du poisson gibier sont effectuées sur un échantillon sans peau de tissus maigres du muscle dorsal, et les avis relatifs à la consommation sont fondés sur l'examen de cette partie du poisson. Les huit États américains situés en bordure des Grands Lacs ont aussi mis en oeuvre des programmes d'analyse des poissons de pêche sportive afin de conseiller le public en matière de consommation; cependant, certains de ces programmes reposent sur l'analyse d'échantillons incluant la peau, par conséquent leurs résultats ne se prêtent pas à l'établissement de comparaisons directes avec ceux du programme du MEO.

Un certain nombre d'autres sources fournissent des données sur les concentrations de produits chimiques toxiques chez le poisson. La majeure

partie de ces données ont été recueillies dans le cadre d'études de courte durée visant à déterminer si ces contaminants sont présents chez le poisson des Grands Lacs et, le cas échant, en quelle quantité on les y trouve. En général, ces vérifications ponctuelles ne se prêtent pas à des analyses sur la distribution spatiale ou les tendances à long terme, mais elles ont permis la formulation de certains avis relatifs à la consommation. Quelques-uns de ces programmes peuvent fournir des données limitées sur l'évolution de la contamination, et les données pertinentes sont présentées dans les sections suivantes.

Pour faciliter la présentation des tendances temporelles et spatiales, les données relatives à certains «polluants d'intérêt prioritaire» de la Commission mixte internationale (CMI) sont présentées par lac ou par voie interlacustre. De façon générale, les points de données correspondent à des moyennes d'échantillons (moyenne arithmétique des observations constituant un échantillon). Lorsqu'ils étaient disponibles, les erreurs types et les écarts types ont été mentionnés. Les concentrations de chaque produit chimique sont comparées aux objectifs fixés dans l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs (ARQEGL).

On notera que seules les données fournies par des laboratoires séparés disposant de programmes internes de contrôle de la qualité des tests ont été utilisées dans le cadre de ce rapport pour étudier les tendances d'évolution des contaminants. Il faudra attendre la mise sur pied de programmes inter-laboratoires d'assurance de la qualité pour analyser les ensembles de données provenant de sources multiples et en dégager des informations relativement aux tendances spatiales et temporelles d'évolution. En outre, tous les échantillons analysés doivent avoir été recueillis et traités de façon identique pour pouvoir être comparé aux données d'analyse obtenues. Le groupe de travail sur la qualité des données de la CMI mène des enquêtes occultes visant à comparer les données obtenues à partir d'un même ensemble de paramètres par des laboratoires qui fournissent des données aux études effectuées sur les Grands Lacs.

2.2.1 Lac Ontario

Biphényles polychlorés totaux (BPC)

Tendances temporelles

En vertu de la *Loi sur les contaminants de l'environnement*, l'utilisation de BPC est interdite depuis 1977; depuis cette date, on a observé une diminution des charges de BPC totaux chez le poisson du lac Ontario (figure 4). Plus précisément, les concentrations de BPC totaux chez le touladi ont diminué entre 1978 et 1981 ainsi qu'entre 1983 et 1984. Par contre, on a enregistré une augmentation de ces concentrations en 1981 et en 1982. Il existe plusieurs explications possibles de cet accroissement, incluant la fermeture d'une importante usine d'épuration durant cette période. Les tendances temporelles chez l'éperlan arc-en-ciel étaient semblables à celles observées chez le touladi. C'est en 1985 et en 1986 qu'on a enregistré les concentrations de BPC les plus faibles de toute la période de surveillance. Toutefois, malgré la diminution des concentrations observées, les concentrations de BPC chez les deux espèces excèdent toujours l'objectif de 0,1 ppm fixé par l'ARQEGL.

La figure 5 présente une carte montrant les postes d'échantillonnage de queues à tache noire dans les affluents du bassin hydrographique du lac Ontario. Les charges en BPC chez la queue à tache noire ($p < 0,01$) du lac Ontario étaient statistiquement moins élevées en 1982 et en 1983 qu'au milieu des années 1970 (Suns *et al.*, 1985). Le taux de diminution des concentrations en résidus avait considérablement diminué vers le milieu des années 1970. La concentration annuelle moyenne s'établissait à 28 ppb au début des années 1980 (1979-1983), comparativement à 84 ppb pour l'ensemble de la période de référence (1975-1983). La figure 6 illustre la baisse des charges de BPC totaux chez les queues à tache noire recueillies à quatre endroits du lac Ontario. Il semble que les concentrations se soient stabilisées dans les populations du ruisseau Twelve Mile, ainsi que des rivières Humber et Credit; cependant, les concentrations dans tous les échantillons demeuraient au-dessus de l'objectif de 0,1 ppm fixé par l'ARQEGL. L'échantillon de la rivière Humber s'était pour sa part stabilisé à la concentration la plus élevée, soit environ 0,5 ppm.

On a observé une tendance similaire dans les échantillons de saumon coho de la rivière Crédit prélevés dans le cadre du Programme d'analyse du poisson gibier du MEO (figure 7), même si ces données correspondent à la quantité de BPC totaux mesurée dans les tissus maigres du muscle dorsal.

Toutes les données dont on dispose indiquent que les concentrations de BPC totaux ont diminué de façon significative depuis les années 1970 pour atteindre un plateau au cours des années 1980, ce qui est révélateur de l'établissement d'un certain équilibre. Cet équilibre illustre sans doute le recyclage des BPC dans l'environnement et l'importance des sources non ponctuelles, notamment les sédiments et le dépôt atmosphérique.

Distribution spatiale

Le tableau 7 illustre la distribution spatiale des charges de BPC chez la queue à tache noire du lac Ontario. Des concentrations élevées ont été observées en 1983 chez les populations du ruisseau Mimico (0,54 ppm) et de la rivière Humber (0,54 ppm), la population de la rivière Ganaraska affichant la concentration la plus élevée pour l'ensemble du lac Ontario (1,20 ppm).

TABLEAU 7 CONCENTRATIONS MOYENNES DE BPC CHEZ LES QUEUES À TACHE NOIRE DE L'ANNÉE DU LAC ONTARIO (en ppm, poids humide)

Lieu d'échantillonnage	Année	Concentration moyenne de BPC
Niagara-on-the-Lake	1983	0,14
Rivière Outlet	1982	0,13
Île Wolfe	1983	0,08
Rivière Cataraqui	1980	0,10
Rivière Oswego	1984	0,09
Rivière Salmon	1984	0,10
Baie Black River	1984	0,31
Canal Welland	1983	0,23
Ruisseau Twelve Mile	1983	0,24
Burlington Beach	1983	0,38
Ruisseau Bronte	1979	0,19
Rivière Credit	1983	0,33
Ruisseau Mimico	1983	0,54
Rivière Humber	1983	0,54
Port de Toronto	1979	0,42
Rivière Rouge	1979	0,08
Ruisseau Oshawa	1982	0,23
Rivière Ganaraska	1980	1,20

Source : K. Suns, sous presse.

Suns *et al.* (1985) ont mesuré les concentrations moyennes en résidus de BPC chez les queues à tache noire prélevées dans les bassins occidental et oriental du lac Ontario. Les valeurs obtenues en 1982-1983 étaient de 0,354 ppm dans la partie ouest, et de plus du double dans la partie est. Des différences de concentrations de BPC entre les deux bassins ont également été rapportées par Whittle et Fitzsimmons (1983), qui ont signalé que les concentrations moyennes chez le touladi et chez le chabot visqueux étaient sensiblement plus élevées ($p < 0,05$) dans le bassin ouest que dans le bassin est. Ces données indiquent que la rivière Niagara serait une source importante des BPC présents dans le lac Ontario.

Mirex

Tendances temporelles

Depuis l'adoption, au milieu des années 1970, de mesures législatives interdisant la production et l'utilisation du mirex dans le bassin des Grands Lacs, les concentrations de ce produit ont diminué chez les poissons du lac Ontario. Les concentrations de mirex chez l'éperlan arc-en-ciel du lac Ontario ont généralement baissé pendant la période de référence, la concentration la plus faible (0,01 ppm) ayant été observée entre 1984 et 1986 (figure 8). De même, les charges de mirex chez le touladi ont affiché une baisse importante en 1980 et en 1984, et c'est en 1986 qu'on a enregistré la plus faible concentration (0,06 ppm) de ce produit chez le touladi de toute la période de référence. Toutefois, les concentrations observées chez les deux espèces dépassent l'objectif actuel, soit «essentiellement absent», de l'ARQEGL.

L'évolution des concentrations de mirex chez la queue à tache noire (figure 8) a suivi une courbe comparable à celle observée chez le touladi, pour connaître une chute abrupte à la fin des années 1970. Une augmentation des concentrations de mirex a été observée en 1980 dans la population de Niagara-on-the-Lake, et en 1981, dans celle du ruisseau Twelve Mile. Depuis, les concentrations ont continué à fluctuer, mais elles ont probablement atteint un état d'équilibre qui est maintenu par la remise en suspension des sédiments. Les sources historiques situées sur la rivière Niagara et à Oswego, dans l'État de New York, ne sont plus significatives.

Distribution spatiale

Le tableau 8 présente les concentrations de mirex chez la queue à tache noire du lac Ontario. Des quantités décelables de mirex ont été trouvées à dix endroits du lac, tant au Canada qu'aux États-Unis, les plus fortes concentrations étant obtenues aux ruisseaux Oshawa et Twelve Mile. Des traces ont été décelées dans des échantillons tirés du canal Welland en 1983 et du port de Toronto en 1979. Aucune trace de mirex n'a été décelée à six autres endroits testés.

TABLEAU 8 CONCENTRATIONS MOYENNES DE MIREX CHEZ LES QUEUES À TACHE NOIRE DE L'ANNÉE DU LAC ONTARIO (en ppm, poids humide)

Lieu d'échantillonnage	Année	Concentration moyenne de mirex
Niagara-on-the-Lake	1983	ND
Canal Welland	1983	TR
Ruisseau Twelve Mile	1983	0,008
Burlington Beach	1983	0,007
Ruisseau Bronte	1979	ND
Rivière Credit	1983	0,005
Ruisseau Mimico	1983	ND
Rivière Humber	1983	ND
Port de Toronto	1979	TR
Rivière Rouge	1979	ND
Ruisseau Oshawa	1982	0,009
Ruisseau Ganaraska	1980	0,006
Rivière Outlet	1982	0,007
Île Wolfe	1983	0,007
Rivière Cataraqui	1980	ND
Rivière Oswego	1984	0,004
Rivière Salmon	1984	0,004
Baie Black River	1984	0,004

ND = non décelé
TR = Traces
SEUIL DE DÉTECTION = 5 ppb
Source : K. Suns, sous presse

Selon Whittle et Fitzsimmons (1983), les concentrations moyennes de mirex chez l'éperlan arc-en-ciel et chez le chabot visqueux étaient beaucoup plus élevées ($p < 0,05$) chez les poissons du bassin occidental que chez ceux

du bassin oriental du lac Ontario. Cette conclusion étaie davantage la thèse voulant que la rivière Niagara soit la principale source de mirex dans le lac Ontario.

En plus de la contamination du biote aquatique par le mirex dans tout le lac, certains faits suggèrent qu'il y aurait dispersion de ce produit en amont dans des tributaires auparavant non contaminés. La migration d'espèces anadromes qui viennent frayer et la décomposition subséquente des carcasses de salmonidés a pu entraîner l'introduction de mirex dans le réseau trophique de ces cours d'eau, ainsi que chez le biote terrestre (Low, 1983).

Hexachlorobenzène (HCB)

Tendances temporelles

On ne dispose pas de données suffisantes pour permettre l'évaluation définitive des tendances temporelles des concentrations en HCB dans les poissons du lac Ontario. Les données présentées par Harlow et Hodson (1988) indiquent que les concentrations de HCB dans le poisson de pêche sportive du port de Hamilton ont baissé considérablement entre 1972 et 1981 (tableau 9); toutefois, ces données doivent être interprétées prudemment en raison de l'absence de programme d'assurance de la qualité inter-laboratoire.

TABLEAU 9 ÉVOLUTION À LONG TERME DES CONCENTRATIONS DE HCB CHEZ LES POISSONS DE PÊCHE SPORTIVE DU PORT DE HAMILTON (en ppm, poids humide)

Année	Barbotte brune	Baret	Carpe	Saumon coho
1972	0,028	0,096	-	-
1978	0,002	0,002	0,006	0,008
1979	-	-	-	< 0,001
1981	< 0,0001	0,0011	< 0,0001	-

Source : H.E. Harlow et P.V. Hodson, 1988.

Les données existantes sur les queues à tache noire, qui ont été recueillies par le MEO sur une période de plusieurs années, laissent également supposer une diminution générale des concentrations de HCB. Par exemple, les charges de HCB chez les queues à tache noire prélevées à Niagara-on-the-Lake ont diminué de façon constante entre 1979 et 1983, passant de 0,012 ppm à 0,003 ppm (figure 10).

Distribution spatiale

La base de données du Programme de surveillance des contaminants chez les jeunes poissons des zones avoisinant les rives, du MEO, renferme l'information la plus complète sur la distribution spatiale de HCB chez les poissons du lac Ontario (tableau 10). On a décelé la présence de HCB chez plus de 50 % de la population du lac Ontario étudiée entre 1982 et 1984. Les concentrations les plus élevées ont été enregistrées chez les populations de queues à tache noire du ruisseau Mimico et de la rivière Humber (données de 1983).

TABLEAU 10 CONCENTRATIONS MOYENNES DE HCB CHEZ LES QUEUES À TACHE NOIRE DE L'ANNÉE DU LAC ONTARIO (en ppm, poids humide)

Lieu d'échantillonnage	Année	Concentration moyenne de HCB
Niagara-on-the-Lake	1983	0,003
Canal Welland	1983	0,003
Ruisseau Twelve Mile	1983	0,005
Burlington Beach	1983	0,002
Rivière Credit	1983	0,002
Ruisseau Mimico	1983	0,013
Rivière Humber	1983	0,013
Ruisseau Oshawa	1982	0,002
Rivière Outlet	1982	TR
Île Wolfe	1983	TR
Rivière Oswego	1984	ND
Rivière Salmon	1984	ND
Baie Black River	1984	ND

ND = non décelé
TR = traces
SEUIL DE DÉTECTION = 1 ppb
Source : K. SUNS, sous presse.

Dieldrine

Les charges de dieldrine chez le touladi du lac Ontario semblent avoir atteint un sommet vers la fin des années 1970, pour diminuer par la suite (figure 11). L'augmentation apparente des concentrations de dieldrine chez le touladi entre 1982 et 1984 demeure inexplicable. Les données de 1986 et de 1987 indiquent l'établissement d'un équilibre des concentrations. Il

faudra obtenir d'autres résultats pour déterminer si cette tendance se maintiendra. Les concentrations de dieldrine chez l'éperlan arc-en-ciel du lac Ontario ont fluctué d'année en année, et aucune tendance nette ne se dégage des données recueillies.

DDT et métabolites

Tendances temporelles

Des mesures des concentrations de DDT total et de son métabolite principal, le p,p'-DDE, ont été effectuées chez le poisson. Le p,p'-DDE est le métabolite du DDT le plus répandu dans l'écosystème des Grands Lacs, et il est plus facilement assimilé par les organismes que le composé-mère.

Les concentrations de DDT total chez les poissons fourrage et chez les prédateurs de niveau trophique supérieur ont affiché une baisse, malgré des variations annuelles considérables durant la période de référence (figure 12). Ces données reflètent les effets de l'interdit relatif à l'utilisation du DDT, qui a été imposé aux États-Unis et au Canada dans tout le bassin hydrographique des Grands Lacs au début des années 1970. Depuis 1985, les charges de DDT total chez le touladi ne se sont pas beaucoup écartées de l'objectif de l'ARQEGL, qui est de 1,0 ppm dans les échantillons de poisson entier, et elles semblent vouloir demeurer constantes.

Les charges de p,p'-DDE chez l'éperlan arc-en-ciel et chez le touladi, présentées à la figure 13, sont semblables aux concentrations de DDT total prévues à long terme. Comme on pouvait s'y attendre, les concentrations de p,p'-DDE sont inférieures aux concentrations de DDT total.

Les populations de queues à tache noire de l'année de Niagara-on-the-Lake et de la rivière Humber ont aussi connu une chute semblable des concentrations de DDT (figure 14). Par contre, les charges de DDT chez la population du ruisseau Twelve Mile continuent d'afficher des fluctuations marquées depuis l'interdit du début des années 1970, la concentration la plus élevée ayant été mesurée en 1986. Les concentrations enregistrées chez la queue à tache noire étaient de beaucoup au-dessous de l'objectif spécifique de 1,0 ppm de l'ARQEGL aux trois endroits.

Les données obtenues indiquent que, tout comme dans le cas des BPC, les concentrations de DDT total et de p,p'-DDE chez le poisson ont diminué pendant la période de référence (de 1978 à 1987), tout en atteignant un

plateau vers la fin des années 1980. Il est probable que l'équilibre actuel soit influencé par les apports des sédiments contaminés et des dépôts atmosphériques (sec et humide). L'apport total de DDT en provenance du dépôt atmosphérique dans le lac Ontario a été évalué à 0,14 tonne métrique par année (Eisenreich *et al.*, 1981).

Distribution spatiale

La détermination des concentrations de DDT total chez la queue à tache noire du lac Ontario a révélé la présence de DDT à tous les lieux d'échantillonnage, et ce, à toutes les années de la période de référence (tableau 11). Les concentrations mesurées étaient inférieures à l'objectif de 1,0 ppm de l'ARQEGL, la concentration la plus élevée ayant été obtenue chez la population de queues à tache noire de la rivière Ganaraska en 1980 (0,170 ppm).

TABLEAU 11 CONCENTRATIONS DE DDT TOTAL CHEZ LES QUEUES À TACHE NOIRE DE L'ANNÉE DU LAC ONTARIO (en ppm, poids humide)

Lieu d'échantillonnage	Année	Concentration moyenne de DDT total
Niagara-on-the-Lake	1983	TR
Canal Welland	1983	0,038
Ruisseau Twelve Mile	1983	0,048
Burlington Beach	1983	0,040
Ruisseau Bronte	1979	0,035
Rivière Credit	1983	0,023
Ruisseau Mimico	1983	0,041
Rivière Humber	1983	0,048
Port de Toronto	1979	0,082
Rivière Rouge	1979	0,026
Ruisseau Oshawa	1982	0,027
Rivière Ganaraska	1980	0,170
Rivière Outlet	1982	0,007
Île Wolfe	1983	0,016
Rivière Cataraqui	1980	0,017

TR = traces
Source : K. Suns, sous presse.

Whittle et Fitzsimmons (1983) ont rapporté que les concentrations moyennes de DDT total chez le touladi et chez le chabot visqueux étaient

oriental du lac Ontario. Ces données laissent supposer que la rivière Niagara serait la principale source de DDT dans le lac Ontario.

Dioxines et furanes

Tendances temporelles

On disposait de données temporelles sur les concentrations de 2,3,7,8-TCDD chez le touladi du lac Ontario, et, bien que ces données n'aient pas été normalisées en fonction de l'âge (l'âge moyen variait entre 2,5 et 5,6 ans) ou de la longueur, les concentrations en 2,3,7,8-TCDD semblent fluctuer sans qu'aucune tendance précise ne se dégage de 1979 à 1987 (figure 15). Le Love Canal serait la principale source de ce congénère pour le lac Ontario (Suns *et al.*, 1985).

Distribution spatiale

Des poissons ont été analysés à plusieurs endroits des Grands Lacs afin d'établir les concentrations en PCDD et en PCDF. Ces échantillons comprenaient des espèces des eaux du large, notamment le touladi et le cisco de fumage, et d'autres provenant de zones avoisinant les rives, comme la carpe (Petty *et al.*, 1983; DeVault, 1984).

En 1984, des touladis et des dorés de chacun des Grands Lacs et du lac Sainte-Claire ont été analysés relativement à leurs concentrations de congénères du PCDD et du PCDF (DeVault *et al.*, 1989). Les concentrations totales de PCDD, établies à partir d'échantillons composites de cinq poissons entiers, étaient les plus élevées chez les poissons du lac Ontario (65 ppt) et les plus faibles chez ceux du lac Supérieur (7 ppt). Les concentrations de 2,3,7,8-TCDD les plus élevées ont été observées chez les touladis du lac Ontario (49 ppt). Enfin, les concentrations totales de PCDF étaient les plus élevées chez les poissons du lac Michigan (102 ppt) et les plus faibles chez les poissons du lac Supérieur (21 ppt).

La composition des mélanges de PCDD et de PCDF, ainsi que les concentrations des divers congénères qui les composent, varient beaucoup d'un lac à l'autre, ce qui illustre les différences quant à l'importance et à l'origine des charges de ces composés dans les lacs. Même si le dépôt atmosphérique constitue un apport considérable de PCDD et de PCDF, l'analyse révèle la présence de sources ponctuelles importantes (DeVault *et al.*,

l'analyse révèle la présence de sources ponctuelles importantes (DeVault *et al.*, 1989). Les figures 16 et 17 illustrent les concentrations de dioxines et de furanes chez le touladi et le doré provenant de prélèvements effectués en 1984.

Toxaphène

On ne peut évaluer l'évolution à long terme du toxaphène chez le touladi du lac Ontario parce que les données sont très limitées (tableau 12). Elles indiquent qu'il y a peut-être eu une diminution des concentrations en toxaphène chez le poisson du lac Ontario, mais les résultats n'ont pas été normalisés en fonction de l'âge.

TABLEAU 12 CONCENTRATIONS MOYENNES DE TOXAPHÈNE CHEZ LE TOULADI DU LAC ONTARIO, DE 1977 À 1986 (en ppm, poids humide)

Année	Âge des poissons	Concentration moyenne de toxaphène
1977	5	3,5
1978	3	11,5
1980	5	0,2
1982	10	3,6
	6	3,0
	5	1,4
	4	0,6
1985-1986	4	0,6

Source : Ministères des Pêches et des Océans.

Chlordane

Les concentrations de chlordane chez la queue à tache noire sont présentées pour les populations de Niagara-on-the-Lake et de la rivière Humber (figure 18). Dans les deux cas, les concentrations ont fluctué en 1978, pour ensuite diminuer.

Autres pesticides

Suns *et al.* (1985) ont rapporté que les concentrations résiduelles d'aldrine, d'endrine, de thiodan, d'heptachlore, d'époxyde d'heptachlore et d'hexachlorocyclohexane total (HCH) étaient généralement faibles dans tous les échantillons de queues à tache noire.

Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)

On ne dispose que de données limitées sur les résidus de HAP chez les poissons. Le tableau 13 illustre les concentrations de certains HAP chez le poisson du port de Hamilton. Ces concentrations sont constamment plus élevées chez la carpe que chez le brochet.

Plomb total

Le plomb existe sous deux formes dans l'environnement : le plomb métallique (inorganique) et le plomb alkylé (organique). Par le passé, la contamination de l'environnement par le plomb a été mesurée en termes de plomb métallique; en revanche, certaines techniques analytiques propres au plomb organique ont récemment été mises au point. Le plomb alkylé est plus toxique que le plomb métallique. Le facteur de bioaccumulation du plomb alkylé dans le poisson est dix fois plus élevé que celui du plomb métallique.

TABLEAU 13 CONCENTRATIONS DE HAP MESURÉES DANS DES FILETS DE POISSONS PROVENANT DU PORT DE HAMILTON (en ppt, poids humide)

	Concentration moyenne de HAP			
Espèce	Pérylène	Benzo(k) fluoranthène	Benzo(a) pyrène	Coronène
Carpe	25,5	8,2	50,7	183,0
Brochet	18,5	7,4	28,8	65,8

Source : H.E. Harlow et P.V. Hodson, 1988.

Distribution spatiale

La plus forte concentration de plomb total (0,40 ppm) a été trouvée chez la perchaude prélevée dans le port de Toronto (tableau 14). De façon générale, les concentrations étaient plus élevées chez les poissons fourrage que chez les prédateurs de niveau trophique supérieur pour les échantillons prélevés aux mêmes endroits à Cobourg, à Port Credit, à Point Traverse et dans le bassin oriental du lac Ontario. Ce phénomène s'explique du fait que les poissons fourrage se nourrissent principalement d'invertébrés, qui recèlent d'importantes charges de plomb, tandis que le régime alimentaire

prédateurs de niveau trophique supérieur est constitué d'une plus faible proportion d'invertébrés et d'un plus fort pourcentage de poissons moins contaminés.

Mercure

Les bactéries de l'écosystème aquatique transforment le mercure minéral en mercure organique ou méthylmercure. Le méthylmercure dans l'eau est rapidement absorbé par les poissons à travers les branchies ou ingéré dans les aliments. Comme le taux d'élimination du mercure est lent, ce dernier s'accumule graduellement chez les poissons pendant toute leur durée de vie (bioaccumulation).

TABLEAU 14 CONCENTRATIONS MOYENNES DE PLOMB TOTAL CHEZ LE POISSON DU LAC ONTARIO (en ppm, poids humide, poissons entiers)

Lieu d'échantillonnage	Espèce	Concentration de plomb total
Bassin oriental	Touladi	< 0,1
	Perchaude	0,19
	Éperlan arc-en-ciel	0,12
Point Traverse	Touladi	< 0,1
	Éperlan arc-en-ciel	0,12
Cobourg	Touladi	< 0,1
	Éperlan arc-en-ciel	0,22
Toronto	Perchaude	< 0,40
Port Credit	Touladi	< 0,1
	Saumon coho	0,12
	Éperlan arc-en-ciel	0,16
Niagara	Saumon coho	0,13
	Éperlan arc-en-ciel	0,09

Source : P. Hodson *et al.*, 1984b.

Tendances temporelles

Les charges de mercure chez la truite arc-en-ciel et chez le touladi du lac Ontario ont fluctué (figure 19). Cette fluctuation est peut-être due à des variations dans l'apport des sources naturelles. Néanmoins, on observe une diminution des charges de mercure chez le touladi, et les concentrations

mesurées sont maintenant au-dessous de l'objectif de 0,5 ppm fixé par l'ARQEGL. Les résidus de mercure chez les queues à tache noire du lac Ontario prélevées à Niagara-on-the-Lake, dans la rivière Humber et dans la rivière Credit, ont aussi affiché des fluctuations.

Distribution spatiale

Les concentrations de mercure observées chez les queues à tache noire de l'année prélevées à Niagara-on-the-Lake (0,043 ppm) et dans le canal Welland (0,054 ppm), en 1982, étaient plus élevées que celles enregistrées aux autres lieux de prélèvement du lac Ontario. Toutes les populations échantillonnées affichaient des concentrations inférieures à l'objectif actuel de l'ARQEGL.

Autres contaminants

D'autres données sur les concentrations d'arsenic, de sélénium et de zinc sont présentées aux figures 20, 21 et 22. Aucune tendance apparente ne se dégage de ces données en ce qui a trait aux concentrations de métaux chez le touladi.

2.2.2 Lac Érié

Byphényles polychlorés (BPC) totaux

Tendances temporelles

Après avoir présenté une chute abrupte en 1980, les charges de BPC totaux chez le doré du lac Érié ont connu une période de fluctuation (figure 23). En 1987, la concentration moyenne de BPC s'établissait à 1,3 ppm, ce qui est beaucoup plus élevé que l'objectif de 0,1 ppm fixé par l'ARQEGL pour le poisson entier. Les concentrations de BPC chez l'éperlan arc-en-ciel ont fluctué tout au cours de la période de l'étude (1977-1987).

La figure 24 présente une carte montrant les lieux d'échantillonnage des queues à tache noire. Les charges de BPC chez la queue à tache noire prélevée à Leamington affichent aussi une chute abrupte en 1980, comparativement au passé pour ensuite se stabiliser (figure 25). Par ailleurs les charges de BPC chez la queue à tache noire du ruisseau Big n'ont montré aucune tendance temporelle caractéristique. Suns *et al.* (1985) ont rapporté

que les concentrations de BPC chez la queue à tache noire du lac Érié étaient beaucoup moins élevées ($p < 0,01$) entre 1982 et 1983 que durant le milieu des années 1970. Les charges de BPC dans des échantillons de queue à tache noire prélevés aux deux emplacements en 1985 étaient supérieures à l'objectif de l'ARQEGL.

Distribution spatiale

C'est à Leamington qu'on a enregistré la charge de BPC la plus élevée chez la queue à tache noire (0,26 ppm en 1983). On a obtenu des concentrations dépassant l'objectif de l'ARQEGL chez les poissons de quatre des dix lieux de prélèvement du lac Érié. Les mesures ont révélé l'existence d'une variation des concentrations à la grandeur du lac, les concentrations s'échelonnant de 0,03 ppm à 0,26 ppm (tableau 15). Il est possible que ce phénomène indique la présence de sources ponctuelles localisées, puisque la zone active des populations de queues à tache noire est restreinte.

TABLEAU 15 CONCENTRATIONS MOYENNES DE BPC CHEZ LES QUEUES À TACHE NOIRE DE L'ANNÉE DU LAC ÉRIÉ PRÉLEVÉES À DIVERS ENDROITS AU CANADA ET AUX ÉTATS-UNIS (en ppm, poids humide)

Lieux d'échantillonnage	Année	Concentration moyenne de BPC
Ruisseau Big	1982	0,19
Leamington	1983	0,26
Port Rowan	1979	0,03
Port Stanley	1983	0,23
Ruisseau Centre	1983	0,05
Ruisseau Nanticoke	1982	0,03
Rivière Grand	1982	0,05
Baie Thunder	1983	0,03
Port de Dunkirk (NY)	1984	0,04
Ruisseau Smokes (NY)	1984	0,10

Source : K. Suns, ministère de l'Environnement de l'Ontario.

Suns *et al.*, 1985 ont découvert que les concentrations de résidus de BPC chez la queue à tache noire étaient plus élevées dans le bassin occidental que dans le bassin oriental du lac Érié. Les concentrations moyennes dans les échantillons prélevés en 1982-1983 s'établissaient à 0,227 ppm dans le premier bassin et à 0,040 ppm dans le second.

Mirex

Aucune trace de mirex n'a été décelée chez les queues à tache noire de l'année du lac Érié (< 5 ppb). Cette donnée concorde avec l'observation selon laquelle les sources ponctuelles de mirex dans les Grands Lacs sont situées dans le bassin du lac Ontario.

Hexachlorobenzène (HCB)

L'analyse sur la queue à tache noire réalisée par le MEO permet de disposer de données sur les charges de HCB chez le poisson du lac Érié depuis les lieux d'échantillonnage situés au Canada et aux États-Unis. On a décelé du HCB dans deux des neuf échantillons prélevés entre 1982 et 1984. Des concentrations mesurables (> 1 ppb) ont été enregistrées chez des queues à tache noire dans des échantillons prélevés dans le ruisseau Big et à Leamington. Par ailleurs, on a décelé la présence de HCB chez d'autres espèces de poissons dans la rivière Ashtubula. Cette rivière est considérée comme étant un «secteur préoccupant» des Grands Lacs en raison des sédiments contaminés qu'on y trouve.

Dieldrine

La figure 26 présente les concentrations de dieldrine chez le doré du lac Érié entre 1978 et 1986. Les concentrations de dieldrine chez ce prédateur de niveau trophique supérieur ont connu des variations annuelles marquées sans laisser pointer aucune tendance temporelle apparente. Depuis 1979, les concentrations dans le poisson entier sont inférieures à 0,1 ppm. Les concentrations de dieldrine chez l'éperlan arc-en-ciel se sont constamment maintenues au-dessous du seuil de détection.

DDT et métabolites

Tendances temporelles

Si on se reporte aux figures 27 et 28, on constate que les concentrations de DDT total et de p,p'-DDE ont également connu une chute abrupte à la fin des années 1970, puis se sont stabilisées au cours des années 1980. Les concentrations chez les deux espèces sont inférieures depuis 1977 à l'objectif de 1,0 ppm de l'ARQEGL.

Les tendances temporelles en ce qui a trait aux charges de DDT total chez les jeunes queues à tache noire prélevées à Leamington et au ruisseau Big sont semblables aux tendances observées chez le doré (figure 29). Selon Suns *et al.* (1985), les concentrations de résidus de DDT dans les populations de queues à tache noire du lac Érié étaient beaucoup plus faibles en 1982 et en 1983 qu'en 1976 et en 1978. Cependant, une augmentation des charges de DDT total a été observée en 1986 dans la population de queues à tache noire échantillonnée à Leamington.

Distribution spatiale

Les concentrations de DDT total observées chez la queue à tache noire étaient inférieures à l'objectif de l'ARQEGL à tous les lieux d'échantillonnage. La concentration la plus élevée a été enregistrée en 1979 pour la population de Port Rowan (0,054 ppm).

TABLEAU 16 CONCENTRATIONS MOYENNES DE DDT TOTAL CHEZ LES QUEUES À TACHE NOIRE DE L'ANNÉE DU LAC ÉRIÉ (en ppm, poids humide)

Lieu d'échantillonnage	Année	Concentration moyenne de DDT total
Ruisseau Big	1982	0,002
Leamington	1983	0,013
Port Rowan	1979	0,054
Port Stanley	1983	0,023
Ruisseau Centre	1983	0,022
Ruisseau Nanticoke	1982	0,009
Rivière Grand	1982	0,005
Baie Thunder	1983	TR

TR = traces
Source : K. Suns, ministère de l'Environnement de l'Ontario.

Dioxines

Les figures 16 et 17 montrent que les concentrations de PCDD et de PCDF totaux chez les dorés entiers variaient entre 10 et 50 ppt dans les bassins occidental et oriental du lac Érié. Les concentrations de PCDD étaient également élevées chez les poissons des rivières Black et Cuyahoga. Ces deux rivières ont été désignées comme étant des «secteurs préoccupants».

Chlordane

L'échantillon de queue à tache noire recelant la plus forte concentration de chlordane est celui qui a été prélevé à Port Rowan (0,023 ppm en 1979) dans le lac Érié (tableau 17). Les données temporelles sur les échantillons de queues à tache noire recueillis à Leamington indiquent que les concentrations de chlordane y ont atteint un sommet en 1977, pour ensuite connaître une diminution substantielle.

TABLEAU 17 CONCENTRATIONS MOYENNES DE CHLORDANE CHEZ LES QUEUES À TACHE NOIRE DE L'ANNÉE DU LAC ÉRIÉ (en ppm, poids humide)

Lieu d'échantillonnage	Année	Concentration moyenne de chlordane
Ruisseau Big	1982	ND
Leamington	1983	0,003
Port Rowan	1979	0,023
Port Stanley	1983	ND
Ruisseau Centre	1983	TR
Ruisseau Nanticoke	1982	0,004
Rivière Grand	1982	0,002
Baie Thunder	1983	0,003

ND = non décelé TR = traces SEUIL DE DÉTECTION = 2 ppb
Source : K. Suns, ministère de l'Environnement de l'Ontario.

TABLEAU 18 CONCENTRATIONS DE PLOMB TOTAL DANS DES ÉCHANTILLONS DE POISSONS ENTIERS DU LAC ÉRIÉ (en ppm, poids humide)

Lieu d'échantillonnage	Espèce	Concentration moyenne de plomb total
Baie Long Point	Grand brochet	0,10
	Perchaude	0,16
	Éperlan arc-en-ciel	0,11
Erieau	Doré	0,18
	Perchaude	0,20
	Éperlan arc-en-ciel	0,12
Wheatley	Perchaude	0,16
	Éperlan arc-en-ciel	0,13
Bassin occidental	Doré	0,13
	Perchaude	0,15
	Éperlan arc-en-ciel	0,13

Source : P. Hodson *et al.*, 1986b.

Plomb total

Tendance temporelle

Les charges de plomb total chez l'éperlan arc-en-ciel du lac Érié sont constamment demeurées inférieures au seuil de détection (0,01 ppm), sauf en 1980 alors qu'elles se sont établies à 0,21 ppm (figure 30).

Distribution spatiale

Les charges de plomb total chez les espèces de poissons du lac Érié ont été évaluées à partir de quatre lieux d'échantillonnage (tableau 18). Les concentrations observées chez toutes les espèces oscillaient entre 0,10 ppm et 0,20 ppm et ne variaient pas beaucoup chez les espèces d'un niveau trophique à l'autre. Ce sont les poissons prélevés à Erieau qui affichaient les charges de plomb les plus élevées.

Mercure

Tendances temporelles

Les concentrations de mercure chez le doré n'ont pas diminué au cours de la période allant de 1978 à 1986 (figure 31). Par ailleurs, les charges de mercure chez l'éperlan arc-en-ciel semblent être restées inchangées durant cette période de référence. Les concentrations plus élevées observées chez le doré s'expliquent du fait que le mercure s'accumule à mesure qu'on remonte la réseau trophique. Les concentrations chez les deux espèces sont de beaucoup inférieures à l'objectif de 0,5 ppm fixé par l'ARQEGL.

Les tendances temporelles chez la queue à tache noire sont impossibles à déterminer car la base de données comporte de nombreuses lacunes. Les concentrations sont semblables à celles observées chez l'éperlan arc-en-ciel.

Distribution spatiale

Les charges de mercure les plus élevées chez la queue à tache noire ont été observées en 1982 pour les populations du ruisseau Big et de la baie Thunder (respectivement 0,061 ppm et 0,049 ppm) (tableau 19).

TABLEAU 19 CONCENTRATIONS MOYENNES DE MERCURE TOTAL CHEZ LES QUEUES À TACHE NOIRE DE L'ANNÉE DU LAC ÉRIÉ (en ppm, poids humide)

Lieu d'échantillonnage	Année	Concentration moyenne de mercure
Ruisseau Big	1982	0,061
Point Pelee	1982	0,029
Port Rowan	1979	TR
Port Stanley	1979	0,011
Ruisseau Nanticoke	1982	0,025
Rivière Grand	1982	0,022
Baie Thunder	1982	0,049

TR = traces
Source : K. Suns, ministère de l'Environnement de l'Ontario.

Autres contaminants : arsenic et sélénium

Les charges d'arsenic et de sélénium chez les poissons prélevés dans le lac Érié variaient d'année en année. Les concentrations d'arsenic ont fluctué autour de 0,35 ppm chez le doré et autour de 0,2 ppm chez l'éperlan arc-en-ciel. On a enregistré des concentrations de sélénium semblables chez le doré et chez l'éperlan arc-en-ciel, alors qu'elles variaient entre 0,3 et 0,4 ppm pendant la période de référence (1977-1987).

2.2.3 Lac Huron

BPC totaux

Tendances temporelles

Bien que les concentrations de résidus de BPC totaux chez le touladi du lac Huron aient diminué de façon marquée depuis 1981 (passant de 1,96 ppm en 1981 à 0,63 ppm en 1987), les concentrations dépassent toujours l'objectif de 0,1 ppm fixé par l'ARQEGL pour le poisson entier. Les concentrations de BPC chez l'éperlan arc-en-ciel ont fluctué durant la période de 1979 à 1987, s'établissant à des valeurs légèrement supérieures à l'objectif de l'ARQEGL (figure 32).

Distribution spatiale

Les concentrations de résidus de BPC chez les queues à tache noire de l'année du lac Huron ont été déterminées entre 1979 et 1981 (voir la carte à la figure 33); toutes les valeurs obtenues étaient inférieures à l'objectif de l'ARQEGL pour le poisson entier.

Mirex

Aucune trace de mirex n'a été décelée dans les échantillons de queues à tache noire de l'année du lac Huron.

Hexachlorobenzène (HCB)

On a détecté la présence de HCB chez certaines espèces de poisson de la rivière Saginaw et de la baie Saginaw, dans le lac Michigan.

Dieldrine

La figure 34 montre l'évolution à long terme des concentrations en résidus de dieldrine chez le touladi. Bien qu'elles ont fortement fluctué entre 1980 et 1987, les concentrations de dieldrine chez le touladi ne laissent apparaître aucune tendance temporelle. De plus, les charges de dieldrine chez l'éperlan arc-en-ciel étaient nettement inférieures au seuil de détection de 0,01 ppm.

DDT et métabolites

Tendances temporelles

Les charges de DDT total et de p,p'-DDE chez les poissons fourrage et chez les prédateurs de niveau trophique supérieur du lac Huron sont demeurées inférieures à l'objectif de 1,0 ppm fixé par l'ARQEGL depuis 1979 (figures 35 et 36). Les résidus chez le touladi ont fluctué de façon marquée durant cette période, et aucune tendance ne s'est dégagée des données recueillies. Les concentrations de DDT total s'établissaient entre 0,91 ppm et 0,28 ppm. Les concentrations les moins élevées (autour de 0,30 ppm) ont été enregistrées en 1986 et en 1987.

Distribution spatiale

Le tableau 23 présente les charges de DDT total observées chez des queues à tache noire de l'année du lac Huron qui ont été prélevées à 11 emplacements. La concentration la plus élevée a été enregistrée pour la rivière Nottawasaga en 1980 (0,36 ppm).

TABLEAU 20 CONCENTRATIONS MOYENNES DE DDT TOTAL CHEZ LES QUEUES À TACHE NOIRE DE L'ANNÉE DU LAC HURON (en ppm, poids humide)

Population	Année	Concentration moyenne de DDT total
Rivière Blind	1981	0,033
Rivière French	1979	ND
Rivière Seguin	1979	ND
Thunder Beach	1980	0,025
Rivière Nottawasaga	1980	0,036
Rivière Pretty	1979	0,017
Rivière Beaver	1979	0,009
Rivière Saugeen	1980	0,019
Rivière Maitland	1980	0,013
Rivière Ausable	1980	0,012
Ruisseau Perch	1980	0,008

ND = non décelé
SEUIL DE DÉTECTION = 1 ppb
Source : K. Suns, ministère de l'Environnement de l'Ontario.

Dioxines et furanes

On a enregistré des concentrations élevées de résidus de dioxines chez les poissons entiers de la baie Saginaw, les concentrations de 2,3,7,8- TCDD atteignant plus de 200 ppt. Ces niveaux sont attribuables aux effluents industriels rejetés dans la rivière Tittabawassee qui se déverse dans la baie Saginaw. Certaines portions de la rivière Tittabawassee et de la baie Saginaw ont fait l'objet d'avis relatifs à la consommation de poisson en raison des concentrations élevées de dioxines.

On a observé des concentrations élevées de résidus de furanes chez le poisson prélevé dans deux zones du lac Huron : près de l'embouchure de la rivière Spanish sur le chenal North (de 250 à 300 ppt de PCDF totaux) et

dans la baie Saginaw (de 250 à 300 ppt de PCDF totaux). Les deux zones ont été désignées comme «secteurs préoccupants» (figures 16 et 17).

Chlordane

Les concentrations de chlordane chez le touladi du lac Huron sont présentées graphiquement à la figure 37. Entre 1978 et 1982, les concentrations n'ont pas diminué, mais elles se sont stabilisées à un peu moins de 0,06 ppm. Les charges de chlordane observées chez la queue à tache noire entre 1979 et 1981 sont présentées au tableau 21. Des concentrations décelables de ce produit ont été relevées à 7 des 11 lieux d'échantillonnage. Les concentrations les plus élevées ont été mesurées chez les populations de la rivière Blind et du ruisseau Perch, respectivement en 1981 et 1980 (0,02 ppm).

TABLEAU 21 CONCENTRATIONS MOYENNES DE CHLORDANE CHEZ LES QUEUES À TACHE NOIRE DE L'ANNÉE DU LAC HURON (en ppm, poids humide)

Population	Année	Concentration moyenne de chlordane
Rivière Blind	1981	0,02
Rivière French	1979	ND
Rivière Seguin	1979	ND
Thunder Beach	1980	0,01
Rivière Pretty	1979	ND
Rivière Beaver	1979	ND
Rivière Nottawasaga	1980	0,01
Rivière Saugeen	1980	0,01
Rivière Maitland	1980	0,00
Rivière Ausable	1980	0,01
Ruisseau Perch	1980	0,02

ND = non décelé
Source : K. Suns, ministère de l'Environnement de l'Ontario.

Plomb

Les charges de plomb total chez les poissons du lac Huron sont demeurées constamment inférieures à 0,1 ppm. Chez les poissons des eaux du large (spécimens entiers), les concentrations moyennes s'établissaient à 0,08 ppm chez le cisco de fumage et à 0,05 ppm chez la lotte.

Mercure

Tendances temporelles

Les charges de mercure chez le touladi du lac Huron n'étaient caractérisées par aucune tendance évidente. Les concentrations fluctuaient entre 0,1 ppm et 0,24 ppm (figure 38). Les concentrations de mercure chez l'éperlan arc-en-ciel sont demeurées constamment inférieures à 0,1 ppm et, en 1987, elles s'établissaient à moins de 0,05 ppm. Les concentrations observées chez les deux espèces sont beaucoup moins élevées que l'objectif de 0,5 ppm fixé par l'ARQEGL pour les poissons entiers.

Distribution spatiale

Les charges de mercure chez les queues à tache noire de l'année du lac Huron s'échelonnent de 0,014 ppm, à Thunder Beach, à 0,05 ppm, dans les échantillons de la rivière Maitland (tableau 22). Les concentrations de mercure sont légèrement supérieures dans le sud de la baie Georgienne et sont dues à des concentrations de fonds naturellement élevées. Des avis relatifs à la consommation de certains poissons de pêche sportive sont en vigueur dans cette région.

TABLEAU 22 CONCENTRATIONS MOYENNES DE MERCURE TOTAL CHEZ LES QUEUES À TACHE NOIRE DE L'ANNÉE DU LAC HURON (en ppm, poids humide)

Population	Année	Concentration moyenne de mercure total
Thunder Beach	1980	0,014
Rivière Nottawasaga	1982	0,029
Rivière Saugeen	1980	0,030
Rivière Maitland	1980	0,050
Rivière Ausable	1980	0,020
Ruisseau Perch	1980	0,021

Source : K. Suns, ministère de l'Environnement de l'Ontario.

Arsenic et sélénium

Les charges d'arsenic et de sélénium chez les poissons fourrage et chez les prédateurs de niveau trophique supérieur du lac Huron varient considérablement sans laisser apparaître aucune tendance temporelle. Les

concentrations de sélénium mesurées chez les poissons fourrage et les prédateurs de niveau trophique supérieur de la baie Georgienne sont surtout d'origine géologique. Le tableau 23 montre les concentrations mesurées chez le doré, l'éperlan et la perchaude.

2.2.4 Lac Supérieur

BPC totaux

Tendances temporelles

Bien que les charges de BPC chez le touladi du lac Supérieur aient constamment fluctué depuis le début de la collecte des données en 1980, dans l'ensemble, elles sont en régression depuis 1984 (figure 39). Les concentrations de BPC totaux dans les échantillons de touladis entiers (âgés d'au moins 4 ans) sont demeurées constamment inférieures à 1,0 ppm depuis 1980. Les concentrations chez l'éperlan arc-en-ciel ont aussi oscillé durant la période de référence, tout en se maintenant au-dessous de 0,3 ppm. En 1987, les charges de BPC chez les deux espèces étaient encore supérieures à l'objectif de l'ARQEGL (0,1 ppm dans le poisson entier).

TABLEAU 23 CONCENTRATIONS MOYENNES DE SÉLÉNIUM CHEZ LE DORÉ, L'ÉPERLAN ET LA PERCHAUDE DE LA BAIE GEORGIENNE ET DU CHENAL NORTH (LAC HURON) (en ppm, poids humide)

Espèce	Endroit	Année	Concentration moyenne (intervalle)
Doré	Baie Georgienne	1973	0,60 (0,42-0,79)
		1980	0,74 (0,57-1,40)
Éperlan	Baie Georgienne, sud	1979	0,64 (0,59-0,73)
	Baie Georgienne, nord	1980	0,77 (0,60-0,88)
Perchaude	Chenal North	1973	0,63 (0,59-0,67)
	Baie Georgienne	1973	0,94 (0,77-1,11)

Source : P.V. Hodson *et al.*, 1984a.

Distribution spatiale

En 1983, les concentrations de BPC chez la queue à tache noire du lac Supérieur étaient inférieures à l'objectif de 0,1 ppm fixé par l'ARQEGL dans presque tous les échantillons sauf deux (figure 40). On a mesuré des concentrations de 0,14 ppm chez les queues à tache noire de la rivière Mission et de 0,159 ppm chez les queues à tache noire du havre Peninsula.

Hexachlorobenzène (HCB) et mirex

Aucune trace de HCB et de mirex n'a été décelée chez les queues à tache noire de l'année du lac Supérieur qui ont été prélevées à huit emplacements différents en 1983. Le seuil de détection de ces deux substances est de 0,1 ppm.

Dieldrine

Tendances temporelles

Les concentrations de dieldrine ont diminué chez les touladis du lac Supérieur entre 1980 et 1987 (figure 41). En 1987, la concentration moyenne chez le touladi s'établissait à 0,02 ppm. Les concentrations de dieldrine observées chez l'éperlan arc-en-ciel ont chuté en 1982, pour se maintenir depuis à des valeurs inférieures à 0,01 ppm.

DDT et métabolites

Tendances temporelles

Les charges de DDT total chez les poissons fourrage et les prédateurs de niveau trophique supérieur du lac Supérieur ont diminué de façon soutenue, passant de 0,38 ppm en 1981 à 0,09 ppm en 1985. Même si les concentrations de résidus ont connu de légères fluctuations depuis, elles semblent s'être stabilisées à des valeurs comprises entre 0,1 ppm et 0,15 ppm depuis 1983 (figure 42). On considère que cet équilibre sera maintenu dans le lac Supérieur par les apports provenant du dépôt atmosphérique. Eisenreich *et al.* (1981) estimaient que l'apport total de DDT dans le lac Supérieur par le truchement du dépôt atmosphérique atteignait environ 0,50 tonne métrique par année (il était donc plus de 1 000 fois

supérieur à l'apport correspondant dans le lac Ontario). On trouve aussi certaines sources directes de BPC dans le lac Supérieur au havre Peninsula et dans la rivière St. Louis.

Les concentrations de p,p'-DDE, principal métabolite du DDT, affichent les mêmes tendances temporelles (figure 43). Les concentrations des deux composés sont inférieures à l'objectif de l'ARQEGL (1,0 ppm) pour le poisson entier. Les concentrations de résidus de DDT total et de p,p'-DDE dans l'éperlan arc-en-ciel ont chuté légèrement entre 1981 et 1987.

Distribution spatiale

Les concentrations de DDT total ont été mesurées en 1983 dans des échantillons de queues à tache noire prélevés à huit emplacements dans le lac Supérieur. La concentration la plus élevée a été enregistrée dans le poisson de la rivière Kaministikwia (0,010 ppm).

Dioxines et furanes

Les concentrations moyennes en PCDD totaux mesurées dans des échantillons de touladis recueillis à plusieurs endroits dans le lac Supérieur étaient inférieures à 10 ppt. Celles des PCDF totaux s'établissaient à 20 ppt (figures 16 et 17).

Toxaphène

Comme les données n'ont pas été normalisées en fonction de l'âge, il est difficile de dégager des tendances temporelles en ce qui a trait aux charges de toxaphène chez le touladi du lac Supérieur (tableau 24). Les teneurs dépassent néanmoins les concentrations de tout autre produit organochloré décelé chez le poisson du lac Supérieur.

Chlordane

Les charges de chlordane chez le touladi ont diminué entre 1978 (0,402 ppm) et 1982 (0,041 ppm) (figure 45).

Les concentrations de chlordane étaient inférieures au seuil de détection (< 2 ppm) dans tous les échantillons de queues à tache noire ayant fait l'objet d'analyses en 1983, sauf chez ceux de la baie Batchawana où on l'a décelé la présence de ce produit à l'état de traces.

TABLEAU 24 TENDANCES À LONG TERME DES CONCENTRATIONS DE TOXAPHÈNE CHEZ LE TOULADI DU LAC SUPÉRIEUR (en ppm, poids humide)

Année	Âge moyen des poissons	Concentration moyenne de toxaphène
1980	5,9	1,9
1983	8,0	2,2
1984	7,0	1,7
1985-1986	5,3	1,0

Source : Ministère des Pêches et des Océans.

Plomb

Les concentrations de plomb (total) dans des spécimens entiers ont été déterminées chez trois espèces de poissons du lac Supérieur. Les concentrations moyennes de plomb total (poids humide) s'établissaient à 0,06 ppm chez le cisco de fumage, à 0,04 ppm chez la lotte et à 0,04 ppm chez le touladi (Hodson *et al.*, 1984).

Mercure

Les charges de mercure chez les poissons fourrage et les prédateurs de niveau trophique supérieur du lac Supérieur ont diminué entre 1980 et 1985. Depuis, on a enregistré une légère augmentation des concentrations (figure 44). En 1987, les concentrations de mercure chez le touladi ont atteint 0,23 ppm, ce qui est au-dessous de l'objectif de 0,5 ppm fixé par l'ARQEGL pour le poisson entier. Les concentrations de résidus de mercure chez l'éperlan arc-en-ciel fluctuaient d'une année à l'autre, et aucune tendance nette ne se dégageait. Les queues à tache noire de la baie Thunder présentaient une concentration moyenne de mercure de 0,030 ppm en 1980.

Arsenic, sélénium et zinc

Aucune tendance temporelle n'a été dégagée en ce qui a trait aux charges d'arsenic et de sélénium chez le touladi et chez l'éperlan arc-en-ciel entre 1980 et 1987. Chez les deux espèces, les concentrations d'arsenic ont oscillé entre 0,25 ppm et 0,35 ppm, et celles de sélénium ont varié de 0,40 ppm à 0,55 ppm. Aucun écart marqué n'a été observé entre les concentrations relevées chez les poissons fourrage et chez les prédateurs de

niveau trophique supérieur. Les charges de zinc chez le touladi s'établissaient à environ 12,5 ppm pendant la période de 1980 à 1983.

2.2.5 Lac Michigan

BPC totaux

Tendances temporelles

Les concentrations de BPC totaux chez le touladi du lac Michigan ont connu une chute abrupte depuis 1974 (pour descendre de 22,91 ppm à 4,48 ppm en 1984). Cette baisse est surtout survenue entre 1975 et 1977. Depuis, il semble que les concentrations ont atteint un plateau (figure 46). Les concentrations de BPC chez le cisco de fumage ont aussi diminué durant la période de référence; toutefois, leur chute n'a pas été aussi prononcée, alors qu'elles sont descendues de 5,66 ppm en 1972 à 1,64 ppm en 1986. Malgré ce redressement de situation, les concentrations de BPC chez les deux espèces demeurent considérablement plus élevées que l'objectif de 0,1 ppm fixé par l'ARQEGL pour les spécimens entiers. Selon Murphy et Rzeszutko (1977), le dépôt atmosphérique intervenait pour plus de 50 % dans la charge totale de BPC du lac Michigan.

Distribution spatiale

Les divers programmes de contrôle ont permis de déterminer que plusieurs secteurs du Lac Michigan étaient contaminés par les BPC : la rivière Mastinique, le sud de la baie Green, le port de Sheboygan, le port de Milwaukee, le port de Waukegan, la rivière Grand Calumet, la rivière Kalamazoo et le lac White. La plupart de ces secteurs font l'objet d'avis relatifs à la consommation de poisson.

Hexachlorobenzène (HCB)

On a décelé la présence de HCB chez le suceur rouge, le suceur jaune, le crapet arlequin, la carpe et le grand brochet du port de Milwaukee ainsi que chez les populations de poissons de la rivière Fox, du sud de la baie Green, de la rivière Grand Calumet et du lac White.

Dieldrine

Les charges de dieldrine chez les poissons fourrage et les prédateurs de niveau trophique supérieur du lac Michigan ont augmenté de 1969 à 1978 (figure 47), pour ensuite diminuer entre 1979 et le milieu des années 1980, à la suite des restrictions imposées à l'utilisation du produit en 1974. Fait à noter, les concentrations de dieldrine chez les deux espèces (le touladi et le cisco de fumage) ne diffèrent pas beaucoup dans le lac Michigan. De fait, de 1980 à la fin de la période de référence, les concentrations ont été plus élevées chez le cisco de fumage que chez le touladi. Les charges de dieldrine chez les deux espèces sont demeurées supérieures à l'objectif de 0,3 ppm de l'ARQEGL entre 1976 et 1981. Néanmoins, les dernières mesures effectuées se situaient en deçà de l'objectif (0,2 ppm chez le cisco de fumage en 1986 et 0,12 ppm chez le touladi en 1984). Des concentrations élevées ont été décelées chez les poissons du port de Milwaukee et de la rivière Grand Calumet.

DDT et métabolites

Les charges de DDT total dans les échantillons de poissons du lac Michigan ont affiché une diminution régulière entre 1971 et la fin de la période d'étude, passant de 9,94 ppm en 1969 à 0,67 ppm en 1986 chez le cisco de fumage, et de 19,19 ppm en 1970 à 2,22 ppm en 1984 chez le touladi. Un certain équilibre semblant s'être établi vers la fin de la période (figure 48). Les charges de DDT mesurées en 1984 chez le touladi dépassaient l'objectif spécifique de 1,0 ppm de la CMI; toutefois, il est possible que les concentrations soient maintenant inférieures à l'objectif.

On a décelé la présence de DDT chez les poissons du port de Sheboygan, du port de Milwaukee et du lac White, ainsi que la présence de p,p'-DDE et de p,p'-DDD dans les populations de poissons de la rivière Grand Calumet et de l'Indiana Harbour Canal.

Dioxines et furanes

On ne dispose que de données limitées sur les charges de dioxines chez le poisson du lac Michigan. Les figures 16 et 17 illustrent les zones des Grands Lacs contaminées par les dioxines. Bien qu'il y ait quatre endroits

où les concentrations de 2,3,7,8-TCDD observées chez les poissons s'établissaient à 10 ppt ou moins, il existe dans le lac Michigan deux lieux de prélèvement où on a enregistré des concentrations supérieures à 200 ppt (échantillons prélevés près des lacs White et Muskegon). Les concentrations de PCDF totaux oscillaient entre 70 et 160 ppt à proximité de Saugatuck au sud-est du lac Michigan). Des données plus récentes (DeVault, 1984) indiquent la présence de concentrations de PCDD et de PCDF supérieures à 10 ppt à plusieurs endroits.

Chlordane

Les charges de chlordane chez le touladi du lac Michigan ont chuté en 1978-1979 et semblent s'être stabilisées à des valeurs comprises entre 0,04 ppm et 0,06 ppm (figure 49).

Des résidus de chlordane ont été détectés chez les poissons du port de Sheboygan, et mesurés à des concentrations élevées dans le port de Milwaukee.

Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)

On a décelé des HAP chez les poissons de la rivière Fox, du sud de la baie Green et du port de Milwaukee.

Mercure

Des charges élevées de mercure ont été observées dans les échantillons de poissons du port de Sheboygan, du port de Milwaukee, du lac Muskegon et du lac White.

2.2.6 Voies interlacustres

RÉSEAU DES RIVIÈRES ST. CLAIR ET DETROIT

BPC totaux

Tendances temporelles

La figure 50 montre les lieux d'échantillonnage de la queue à tache noire des rivières St. Clair et Detroit. Les charges de BPC chez la queue à tache noire du ruisseau Pike et du lac Sainte-Claire ont diminué durant la période de référence (de 1978 à 1983) (figure 51). Les échantillons de 1983

renfermaient moins de 0,05 ppm, soit une valeur inférieure à l'objectif de 0,1 ppm fixé par l'ARQEGL pour le poisson entier.

Distribution spatiale

Suns *et al.* (1985) ont mesuré les concentrations de BPC chez la queue à tache noire de divers lieux de prélèvement en 1982 et en 1983. Sept des 12 échantillons (tableau 25) contenaient des concentrations en résidus supérieures à l'objectif de l'ARQEGL pour le poisson entier, les plus fortes concentrations ayant été obtenues pour les populations de Sturgeon Bar (3,00 ppm en 1982) et de l'île Celeron (1,71 ppm en 1983).

TABLEAU 25 CONCENTRATIONS MOYENNES DE BPC TOTAUX CHEZ LES QUEUES À TACHE NOIRE DE L'ANNÉE DU RÉSEAU DES RIVIÈRES ST. CLAIR ET DETROIT (en ppm, poids humide)

Lieu d'échantillonnage	Année	Concentration moyenne de BPC totaux
Sarnia	1983	0,15
Chenal South	1982	0,07
Chenal Ecarte	1983	0,06
Baie Mitchell	1982	0,03
Rivière Thames	1982	0,03
Ruisseau Pike	1983	0,03
Ruisseau Turkey	1983	0,32
Île Grassy	1983	0,91
Île Fighting	1983	0,29
Amherstburg	1983	0,15
Île Celeron	1983	1,71
Sturgeon Bar	1982	3,00

Source : K. Suns, ministère de l'Environnement de l'Ontario.

L'Ontario a émis des avis relatifs à la consommation du poisson des rivières St. Clair et Detroit en raison de la contamination par les BPC d'espèces comme la carpe et l'alose. De même, des avis ont été émis relativement à la consommation des spécimens de grande taille de doré, de malachigan et de crapet de roche de la rivière Detroit.

Mirex

Aucune trace de mirex n'a été décelée pour l'ensemble des lieux d'échantillonnage de queues à tache noire du réseau des rivières St. Clair et Detroit.

DDT et métabolites

Tendances temporelles

Les concentrations de DDT total chez les populations de queues à tache noire du ruisseau Pike et du lac Sainte-Claire ont fluctué entre 1979 et 1983 (figure 51). Les concentrations mesurées durant cette période étaient inférieures à l'objectif de 1,0 ppm fixé par l'ARQEGL pour le poisson entier.

Distribution spatiale

L'analyse de queues à tache noire réalisée par Suns *et al.* (1985) n'a permis d'isoler aucun échantillon dont la charge en DDT total dépassait, en 1982 et en 1983, l'objectif de l'ARQEGL (tableau 26).

TABLEAU 26 CONCENTRATIONS MOYENNES DE DDT TOTAL CHEZ LES QUEUES À TACHE NOIRE DE L'ANNÉE DU RÉSEAU DES RIVIÈRES ST. CLAIR ET DETROIT (en ppm, poids humide).

Lieu d'échantillonnage	Année	Concentration moyenne de DDT total
Sarnia	1983	0,016
Île Stag	1983	0,004
Chenal South	1982	0,010
Chenal Ecarte	1983	0,004
Baie Mitchell	1982	0,002
Ruisseau Pike	1983	0,010
Ruisseau Turkey	1983	0,012
Île Grassy	1983	0,021
Île Fighting	1983	ND
Amherstburg	1983	0,022
Île Celeron	1983	0,022
Sturgeon Bar	1982	ND

ND = non décelé
Source : K. Suns, ministère de l'Environnement de l'Ontario.

Hexachlorobenzène (HCB)

On a décelé la présence de HCB dans 11 des 12 échantillons de queues à tache noire prélevés dans le réseau des rivières St. Clair et Detroit en 1982 et en 1983. Les concentrations oscillaient entre des valeurs inférieures au seuil de détection et 0,231 ppm. La charge de HCB la plus élevée a été

observée dans les échantillons prélevés à Sarnia en 1983 (0,231 ppm) (tableau 27). On a aussi décelé du HCB chez d'autres espèces de poissons du lac Sainte-Claire.

TABLEAU 27 CONCENTRATIONS MOYENNES DE HCB CHEZ LES QUEUES À TACHE NOIRE DE L'ANNÉE DU RÉSEAU DES RIVIÈRES ST. CLAIR ET DETROIT (en ppm, poids humide)

Lieu d'échantillonnage	Année	Concentration moyenne de HCB
Sarnia	1983	0,231
Île Stag	1983	0,007
Chenal South	1982	0,013
Chenal Ecarte	1983	0,010
Baie Mitchell	1982	0,001
Ruisseau Pike	1983	ND
Ruisseau Turkey	1983	0,004
Île Grassy	1983	0,004
Île Fighting	1983	0,004
Amherstburg	1983	0,005
Île Celeron	1983	0,002
Sturgeon Bar	1982	0,005

ND = non décelé
Source : K. Suns, Ministère de l'Environnement de l'Ontario.

Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)

On a mesuré les concentrations de HAP dans des filets de poissons prélevés dans la rivière Detroit (Hodson et Harlow, 1988). Les concentrations moyennes de benzo[a]pyrène s'établissaient à 0,1 ppt chez la carpe et à 17,3 ppt chez le brochet.

Mercure

Tendances temporelles

Ce sont les usines de produits chimiques industriels qui constituent les principales sources de mercure dans le réseau des rivières St. Clair et Detroit. Les charges actuelles sont beaucoup moins élevées que celles surtout engendrées par le passé par les fabriques de chlore et de soude caustique. Les charges de mercure chez le doré du lac Sainte-Claire (tissus du muscle dorsal) ont diminué depuis 1970 et semblent s'être stabilisées à

une valeur tout juste inférieure à 0,5 ppm (figure 52). La concentration mesurée en 1987 a été la première à être inférieure à l'objectif de 0,5 ppm de l'ARQEGL depuis le début de l'étude en 1970. Les concentrations de mercure chez les poissons de la rivière Detroit ont aussi chuté considérablement grâce aux mesures antipollution mises en place pour contrôler les déversements de sources ponctuelles.

Distribution spatiale

En 1982, les charges de mercure dans les échantillons de queues à tache noire du réseau des rivières St. Clair et Detroit oscillaient entre 0,018 ppm et 0,081 ppm (tableau 28). La plus forte concentration (0,081 ppm) a été observée chez la population du chenal Main.

TABLEAU 28 CONCENTRATIONS MOYENNES DE MERCURE CHEZ LES QUEUES À TACHE NOIRE DE L'ANNÉE DU RÉSEAU DES RIVIÈRES ST. CLAIR ET DETROIT (en ppm, poids humide)

Lieu d'échantillonnage	Année	Concentration moyenne de mercure
Chenal Main	1982	0,081
Baie Mitchell	1982	0,056
Rivière Thames	1982	0,031
Ruisseau Pike	1982	0,046
Amherstburg	1982	0,052
Île Celeron	1982	0,018
Sturgeon Bar	1982	0,018

Source : K. Suns, ministère de l'Environnement de l'Ontario.

Plomb alkylé

On a détecté la présence de plomb alkylé chez les poissons prélevés à Corunna, sur la rivière St. Clair, près d'une usine fabriquant ce produit (Wong *et al.*, 1988). Les charges moyennes de plomb alkylé chez les spécimens entiers de carpe et de meuniers noirs atteignaient respectivement 0,231 ppm et 0,138 ppm (données de 1984). Entre 1983 et 1987, on a observé une diminution des charges de plomb alkylé et de plomb total chez le poisson (Wong *et al.*, 1988).

Chlordane

Le tableau 29 indique les concentrations de résidus de chlordane mesurées chez les queues à tache noire capturées en 1982 et en 1983. Bien qu'on ait détecté la présence de chlordane uniquement à l'état de traces chez les populations de queues à tache noire de la rivière St. Clair, des quantités mesurables ont été observées chez les six populations étudiées de la rivière Detroit (concentrations variant entre 0,004 ppm et 0,012 ppm).

TABLEAU 29 CONCENTRATIONS MOYENNES DE CHLORDANE CHEZ LES QUEUES À TACHE NOIRE DE L'ANNÉE DU RÉSEAU DES RIVIÈRES ST. CLAIR ET DETROIT (en ppm, poids humide)

Lieu d'échantillonnage	Année	Concentration moyenne de chlordane
Sarnia	1983	0,003
Île Stag	1983	ND
Chenal South	1982	0,011
Chenal Ecarte	1983	ND
Baie Mitchell	1982	TR
Rivière Thames	1982	TR
Ruisseau Pike	1983	TR
Ruisseau Turkey	1983	0,004
Île Grassy	1983	0,004
Île Fighting	1983	0,004
Amherstburg	1983	0,006
Île Celeron	1983	0,012
Sturgeon Bar	1982	0,010

ND = non décelé
TR = traces
Source : K. Suns, ministère de l'Environnement de l'Ontario.

RIVIÈRE NIAGARA

BPC totaux

Suns *et al.* (1985) ont mesuré la concentration de résidus de BPC chez des queues à tache noire de l'année prélevées à divers endroits dans la rivière Niagara, en 1982 et en 1983 (figure 53). Chez 9 des 14 populations étudiées (tableau 30), les concentrations de BPC totaux étaient supérieures à l'objectif de l'ARQEGL (0,1 ppm). Les charges de BPC oscillaient entre 0,005 ppm,

dans le tronçon est de la rivière Welland Est en 1983, et 0,87 ppm, à la station de recherche et de sauvetage en 1983.

TABLEAU 30 CONCENTRATIONS MOYENNES DE BPC TOTAUX CHEZ LES QUEUES À TACHE NOIRE DE L'ANNÉE DE LA RIVIÈRE NIAGARA (en ppm, poids humide)

Lieu d'échantillonnage	Année	Concentration moyenne moyenne de BPC totaux
Fort-Erie	1983	0,07
Ruisseau Frenchman's	1983	0,06
Île Strawberry	1983	0,06
Wheatfield	1983	0,28
102nd Street	1982	0,51
Ruisseau Cayuga	1983	0,41
Station de recherche et de sauvetage	1983	0,87
Ruisseau Usher's	1983	0,07
Rivière Welland Est	1983	0,05
Rivière Welland Ouest	1982	0,19
Queenston	1982	0,25
Lewiston	1982	0,18
Peggy's Eddy	1982	0,26

Source : K. Suns, ministère de l'Environnement de l'Ontario.

Des concentrations élevées de BPC ont aussi été observées chez les carpes (2,0 ppm) du chenal Tonawanda, dans le cours supérieur de la rivière Niagara, et des concentrations supérieures à 2,0 ppm ont été mesurées chez les spécimens de grande taille des espèces suivantes : anguille d'Amérique, touladi, saumon quinnat, éperlan arc-en-ciel, saumon coho, baret et achigan à petite bouche. En conséquence, la plupart des espèces de poissons de la rivière font l'objet d'avis relatifs à la consommation.

Mirex

Les charges de mirex observées en 1982-1983 chez la population de queues à tache noire de la rivière Niagara variaient d'une valeur inférieure au seuil de détection à une valeur de 0,009 ppt (tableau 35). Des concentrations détectables ont été observées chez 4 des 15 populations échantillonnées. Les charges de mirex étaient supérieures à 0,1 ppt chez les spécimens de grande taille des espèces suivantes : anguille d'Amérique, truite arc-en-ciel, touladi,

saumon coho et baret. Selon l'objectif de l'ARQEGL, le mirex doit être «essentiellement absent» du poisson.

HCB

Les concentrations de HCB chez les queues à tache noire sont présentées au tableau 31. Les concentrations varient d'une valeur inférieure au seuil de détection, à Fort Erie, à l'île Strawberry et à la rivière Welland Est, en 1982, à une valeur de 0,008 ppm dans les échantillons prélevés au poste de la 102nd Street, également en 1982.

TABLEAU 31 CONCENTRATIONS MOYENNES DE HCB CHEZ LES QUEUES À TACHE NOIRE DE L'ANNÉE DE LA RIVIÈRE NIAGARA

Lieu d'échantillonnage	Année	Concentration moyenne de HCB (ppm)
Fort-Erie	1983	ND
Ruisseau Frenchman's	1983	0,001
Île Strawberry	1983	ND
Wheatfield	1983	0,003
102nd Street	1982	0,008
Ruisseau Cayuga	1983	0,005
Station de recherche et de sauvetage	1983	0,002
Ruisseau Usher's	1983	TR
Rivière Welland Est	1983	ND
Rivière Welland Ouest	1982	0,001
Queenston	1982	0,003
Lewiston	1982	0,007
Peggy's Eddy	1982	0,003

ND = non décelé
TR = traces
Source : K. Suns, ministère de l'Environnement de l'Ontario.

Dioxines et furanes

Des résidus de PCDF et de 2,3,7,8-TCDD ont été mesurés chez la queue à tache noire. De façon générale, les dioxines ont été décelées à des concentrations très faibles, sauf pour la population du ruisseau Cayuga (près de Love Canal) où la concentration moyenne de TCDD s'élevait à 59 ppt. La concentration de PCDF dépassait 200 ppt à tous les lieux d'échantillonnage et elle était même supérieure à 1 000 ppt à un endroit.

DDT total

Les concentrations de DDT mesurées chez les populations de queues à tache noire de la rivière Niagara échantillonnées en 1982 et en 1983 étaient inférieures à l'objectif de 1,0 ppm de l'ARQEGL (tableau 32). La concentration la plus élevée a été mesurée dans l'échantillon de Queenston en 1982 (0,061 ppm).

TABLEAU 32 CONCENTRATIONS MOYENNES DE DDT TOTAL CHEZ LES QUEUES À TACHE NOIRE DE L'ANNÉE DE LA RIVIÈRE NIAGARA (en ppm, poids humide)

Lieu d'échantillonnage	Année	Concentration moyenne de DDT total
Fort-Erie	1983	0,015
Ruisseau Frenchman's	1983	0,024
Île Strawberry	1983	0,023
Wheatfield	1983	0,028
102nd Street	1982	0,018
Ruisseau Cayuga	1983	0,029
Station de recherche et de sauvetage	1983	TR
Ruisseau Usher's	1983	0,024
Rivière Welland Est	1983	0,018
Rivière Welland Ouest	1982	0,019
Queenston	1982	0,061
Lewiston	1982	0,026
Peggy's Eddy	1982	0,047

TR = traces
Source : K. Suns, ministère de l'Environnement de l'Ontario.

Mercure total

Les charges de mercure chez les spécimens de grande taille de meuniers noirs étaient supérieures à 0,5 ppm (donc plus élevées que l'objectif de 0,5 ppm de l'ARQEGL) dans les échantillons provenant du chenal Chippawa, dans le cours supérieur de la rivière Niagara. Toutes les concentrations mesurées en 1982 et en 1983 chez la queue à tache noire étaient inférieures à ce seuil. La concentration la plus élevée (0,123 ppm) a été enregistrée dans l'échantillon prélevé au poste de la 102nd Street en 1982 (tableau 33).

TABLEAU 33 CONCENTRATIONS MOYENNES DE MERCURE CHEZ LES QUEUES À TACHE NOIRE DE L'ANNÉE DE LA RIVIÈRE NIAGARA (en ppm, poids humide)

Lieu d'échantillonnage	Année	Concentration moyenne de mercure total
Fort-Erie	1983	0,047
Ruisseau Frenchman's	1983	0,036
102nd Street	1982	0,123
Ruisseau Cayuga	1983	0,052
Station de recherche et de sauvetage	1983	0,042
Ruisseau Usher's	1983	0,037
Queenston	1982	0,038
Lewiston	1982	0,038
Peggy's Eddy	1982	0,035

Source : K. Suns, ministère de l'Environnement de l'Ontario.

Chlordane

Les concentrations de résidus de chlordane chez les queues à tache noire de l'année sont présentées au tableau 34. Ces concentrations ont varié d'une valeur inférieure au seuil de détection à 0,021 ppm pour l'échantillon prélevé à Queenston en 1982.

TABLEAU 34 CONCENTRATIONS MOYENNES DE CHLORDANE CHEZ LES QUEUES À TACHE NOIRE DE L'ANNÉE DE LA RIVIÈRE NIAGARA (en ppm, poids humide)

Lieu d'échantillonnage	Année	Concentration moyenne de chlordane
Fort-Erie	1983	ND
Ruisseau Frenchman's	1983	0,003
Île Strawberry	1983	0,004
Wheatfield	1983	0,006
102nd Street	1982	0,015
Ruisseau Cayuga	1983	0,005
Station de recherche et de sauvetage	1983	0,005
Ruisseau Usher's	1983	TR
Rivière Welland Est	1983	TR
Rivière Welland Ouest	1982	0,01
Queenston	1982	0,021
Lewiston	1982	0,007
Peggy's Eddy	1982	0,008

ND = non décelé TR = traces
Source : K. Suns, ministère de l'Environnement de l'Ontario.

FLEUVE SAINT-LAURENT

BPC totaux

Les charges de BPC chez les queues à tache noire de l'année ont été analysées en 1979 et en 1983. Suns *et al.* (1985) ont découvert que les concentrations en résidus de BPC étaient supérieures à l'objectif de l'ARQEGL (0,1 ppm) chez les quatre populations échantillonnées. La concentration en résidus de l'échantillon de la rivière Grass s'élevait même à 0,95 ppm en 1983 (tableau 35).

TABLEAU 35 CONCENTRATIONS MOYENNES DE BPC TOTAUX CHEZ LES QUEUES À TACHE NOIRE DE L'ANNÉE DU FLEUVE SAINT-LAURENT (en ppm, poids humide)

Lieu d'échantillonnage	Année	Concentration moyenne de BPC totaux
Maitland	1983	0,15
Cornwall	1983	0,20
Rivière Grass	1983	0,95
Rivière Raquette	1979	0,38

Source : K. Suns, ministère de l'Environnement de l'Ontario.

Des charges élevées de BPC ont aussi été mesurées chez les spécimens de grande taille de barbue de rivière et d'esturgeon prélevés dans le fleuve Saint-Laurent, en aval du barrage Moses-Saunders. En amont de ce dernier, les concentrations de BPC dépassaient 2,0 ppm chez les spécimens de grande taille de carpe et de barbue de rivière.

TABLEAU 36 CONCENTRATIONS MOYENNES DE DDT TOTAL CHEZ LES QUEUES À TACHE NOIRE DE L'ANNÉE DU FLEUVE SAINT-LAURENT (en ppm, poids humide)

Lieu d'échantillonnage	Année	Concentration moyenne de DDT total
Maitland	1983	0,022
Cornwall	1983	0,025
Rivière Grass	1983	0,006
Rivière Raquette	1979	0,092

Source : K. Suns, ministère de l'Environnement de l'Ontario.

DDT et métabolites

Les charges de DDT chez la queue à tache noire ont été mesurées par Suns *et al.* (1985). Tous les échantillons analysés affichaient des concentrations en résidus inférieures à l'objectif de 1,0 ppm de l'ARQEGL. La concentration la plus élevée a été mesurée en 1979 pour la population de la rivière Raquette (0,092 ppm) (tableau 36).

Mirex

On a détecté la présence de mirex chez trois des quatre populations de queues à tache noire du fleuve Saint-Laurent qui ont été étudiées (tableau 37). L'objectif de l'ARQEGL stipule que le mirex doit être «essentiellement absent» du poisson.

TABLEAU 37 CONCENTRATIONS MOYENNES DE MIREX CHEZ LES QUEUES À TACHE NOIRE DE L'ANNÉE DU FLEUVE SAINT-LAURENT (en ppm, poids humide)

Lieu d'échantillonnage	Année	Concentration moyenne de mirex
Maitland	1983	ND
Cornwall	1983	0,008
Rivière Grass	1983	0,006
Rivière Raquette	1979	0,006

ND = non décelé
Source : K. Suns, ministère de l'Environnement de l'Ontario.

Hexachlorobenzène (HCB)

Les charges de HCB chez les queues à tache noire ont été mesurées dans les échantillons de trois endroits en 1983. Aucune trace de HCB n'a été décelée dans l'échantillon de la rivière Grass, alors que la concentration moyenne s'élevait à 0,002 ppm à Cornwall et à Maitland.

Mercure

Les concentrations élevées de mercure observées chez le doré, le grand brochet et d'autres espèces de prédateurs dans le fleuve Saint-Laurent, en aval du barrage Moses-Saunders, ont diminué considérablement au cours des dernières années, mais elles demeurent toujours supérieures aux concentrations ambiantes dans cette région. Les concentrations excèdent

toujours l'objectif de 0,5 ppm de l'ARQEGL chez les spécimens de grande taille de grand brochet, d'achigan à petite bouche et de doré. Comme l'indique la courbe d'évolution des charges de mercure dans les tissus du muscle dorsal du doré (figure 55), les concentrations ont diminué durant la période de référence et elles semblent s'être stabilisées à des valeurs oscillant entre 0,5 ppm et 1,0 ppm depuis 1978.

Les charges corporelles totales mesurées en 1979 et en 1983 chez la queue à tache noire étaient inférieures à l'objectif de 0,5 ppm de l'ARQEGL (tableau 38).

TABLEAU 38 CONCENTRATIONS MOYENNES DE MERCURE CHEZ LES QUEUES À TACHE NOIRE DE L'ANNÉE DU FLEUVE SAINT-LAURENT (en ppm, poids humide)

Lieu d'échantillonnage	Année	Concentration moyenne de mercure
Cornwall	1983	0,068
Rivière Grass	1983	0,043
Rivière Raquette	1979	0,039

Source : K. Suns, ministère de l'Environnement de l'Ontario.

Plomb alkylé

Tendances temporelles

La figure 56 présente les tendances temporelles en ce qui a trait aux charges de plomb alkylé chez les poissons prélevés à Maitland. Les concentrations de plomb alkylé ont atteint un maximum entre 1981 et 1983, les moyennes géométriques s'établissant à 4,21 ppm chez la carpe en 1981 et à 3,73 ppm chez le meunier noir en 1983. Cependant, les concentrations de plomb alkylé ont diminué à la suite de la fermeture d'une usine de plomb alkylé avoisinante en 1987 (Wong *et al.*, 1988). Une chute semblable des concentrations de plomb total a été observée entre 1983 et 1986 dans les poissons du fleuve Saint-Laurent prélevés près de Maitland (figure 57).

Selon les données recueillies en 1984, les concentrations de plomb alkylé dans des spécimens entiers de carpe et de meunier noir du fleuve Saint-Laurent prélevés près de Maitland affichaient des moyennes respectives de 3,0 ppm et de 3,5 ppm.

Chlordane

Les charges de chlordane chez la queue à tache noire varient d'une valeur inférieure au seuil de détection à 0,021 ppm (tableau 39).

2.2.7 Discussion

BPC totaux

Lorsqu'on dispose de données comparables, il appert que les concentrations de BPC totaux mesurées chez le touladi entier depuis 1977 étaient plus élevées dans les lacs Ontario et Michigan et plus faibles dans les lacs Supérieur, Huron et Érié (tableau 41 et figure 58). On a enregistré, tout au long des années 1970 et au début des années 1980, des diminutions successives des concentrations moyennes de produits chimiques toxiques chez le touladi entier des lacs Michigan et Ontario. Dans le lac Ontario, les diminutions de BPC chez le touladi ont été associées à des baisses parallèles du dépôt de BPC dans les sédiments. Les BPC ont atteint leurs concentrations maximales dans les sédiments en 1960 (Durham et Oliver, 1983). Actuellement, un nouvel équilibre semble s'être établi. Cette situation témoigne du recyclage des BPC dans l'environnement. Les plus importantes sources de BPC dans les lacs sont indirectes et comprennent les sédiments (Nalepa et Landrum, 1988) et le dépôt atmosphérique (Murphy et Rzeszutko, 1977). Avant l'imposition de restrictions à l'utilisation et à la fabrication des BPC en 1971, les déversements directs des industries et des usines d'épuration étaient plus importants. Il sera plus difficile de réduire les sources indirectes.

TABLEAU 39 CONCENTRATIONS MOYENNES DE CHLORDANE CHEZ LES QUEUES À TACHE NOIRE DE L'ANNÉE DU FLEUVE SAINT-LAURENT (en ppm, poids humide)

Lieu d'échantillonnage	Année	Concentration moyenne de chlordane
Maitland	1983	ND
Île MacDonnell	1979	0,009
Cornwall	1983	0,002
Rivière Grass	1983	ND
Rivière Raquette	1979	0,021

ND = non décelé
Source : K. Suns, ministère de l'Environnement de l'Ontario.

Les concentrations moyennes de résidus de BPC dans les échantillons de queues à tache noire de l'année prélevés en 1982-1983 sont présentées au tableau 40. Les charges de BPC sont les plus élevées dans le lac Ontario, où les échantillons de huit des neuf postes d'échantillonnage excédaient l'objectif de 0,1 ppm fixé par l'ARQEGL pour le poisson entier. On observe également la présence d'une concentration moyenne élevée de BPC dans la rivière Detroit, qui se classe au deuxième rang de l'ensemble des lacs et voies interlacustres à cet égard.

TABLEAU 40 CONCENTRATIONS MOYENNES RÉGIONALES DE BPC CHEZ LES QUEUES À TACHE NOIRE DE L'ANNÉE PRÉLEVÉES EN 1982-1983 (en ppm, poids humide)

Lac ou voie interlacustre	Nombre de lieux d'échantillonnage	Concentration moyenne de résidus de BPC	Nombre de postes dépassant l'objectif de 0,1 ppm de l'ARQEGL
Lac Supérieur	9	0,065	2
Rivière St. Clair	3	0,081	1
Lac Sainte-Claire	4	0,038	0
Rivière Detroit	3	0,253	3
Lac Érié, ouest	3	0,227	3
Lac Érié, est	4	0,040	0
Rivière Niagara	7	0,116	3
Lac Ontario, ouest	7	0,354	7
Lac Ontario, est	2	0,104	1
Fleuve Saint-Laurent	2	0,174	2

Source : K. Suns *et al.*, 1985.

Whittle et Fitzsimmons (1983) ont découvert que les concentrations de BPC totaux chez le touladi, le saumon coho et l'éperlan arc-en-ciel du lac Ontario étaient beaucoup ($p < 0,005$) plus élevées que dans les échantillons des mêmes espèces provenant du bassin oriental du lac Érié.

Mirex

Le mirex est présent dans le lac Ontario, la rivière Niagara et le fleuve Saint-Laurent. Depuis l'interdiction du milieu des années 1970 visant la production et l'utilisation du mirex dans le bassin des Grands Lacs, les concen-

trations ont diminué de façon significative, comme en témoigne la diminution des charges chez le touladi entier. Cependant, tout comme pour les BPC et le DDT, les concentrations de mirex ont atteint un nouvel équilibre qui est probablement maintenu uniquement par la remise en suspension des sédiments, puisque les sources antérieures ont été en grande partie éliminées (K. Suns, MEO, communication personnelle). Le dépôt atmosphérique ne semble jouer aucun rôle à cet égard (W. Strachan, MEO, communication personnelle).

Hexachlorobenzène (HCB)

On a détecté du HCB de façon régulière (à des concentrations supérieures à 0,001 ppm) dans les échantillons de queues à tache noire prélevés dans le réseau des rivières St. Clair et Detroit, la rivière Niagara, le lac Ontario et le fleuve Saint-Laurent, les concentrations les plus élevées ayant été observées à Sarnia. On ne décèle aucune trace de HCB chez les queues à tache noire du lac Supérieur et du lac Érié. On a toutefois décelé la présence de HCB chez d'autres espèces de poissons provenant de «secteurs préoccupants» des Grands Lacs, notamment le port de Hamilton, la baie Saginaw et la baie Green.

Dieldrine

C'est le touladi prélevé dans le lac Ontario en 1984 qui affichait la concentration la plus élevée de dieldrine. Les concentrations de ce contaminant n'ont pas fléchi aussi rapidement que celles des autres produits organochlorés. Les charges de dieldrine chez le touladi des lacs Ontario et Supérieur ont diminué au fil des années. Par contre, les concentrations de dieldrine chez le touladi du lac Huron ont fluctué d'une année à l'autre.

DDT et métabolites

Les concentrations de DDT, tout comme celles des BPC, ont connu une chute spectaculaire chez le touladi entier des lacs Michigan et Ontario entre la fin des années 1970 et 1987 (figure 59). Les concentrations chez le touladi entier des lacs Supérieur et Huron sont demeurées au même faible niveau depuis le début des années 1970. Il est possible que le maintien de ce nouvel équilibre soit assuré par la remise en suspension de sédiments et l'apport en provenance du dépôt atmosphérique.

Dioxines et furanes

Les dioxines et les furanes sont extrêmement toxiques. Les dioxines sont répandues dans tout l'écosystème, et leur distribution géographique s'étend à la grandeur du bassin. Les furanes sont aussi présents partout dans les Grands Lacs : ils présentent des similarités entre leur structure chimique et celle des dioxines, et de nombreuses sources dioxines sont aussi des sources furanes. Les concentrations du congénère le plus toxique, la tétrachloro-2,3,7,8 dibenzo-paradioxine, sont demeurées relativement constantes chez le touladi du lac Ontario durant la période comprise entre 1977 et 1987. Le Love Canal serait l'une des sources principales de ce congénère en ce qui a trait au lac Ontario (Suns *et al.*, 1985). Dans l'ensemble, les concentrations les plus élevées de dioxines et de furanes ont été observées chez les poissons de la baie Saginaw, dans le lac Huron.

Oxychlordane

Les charges d'oxychlordane chez le touladi du lac Michigan et du lac Supérieur ont diminué, pour atteindre des concentrations comparables à celles mesurées chez les poissons du lac Huron (0,06 ppm).

Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)

Le benzo[a]pyrène a été décelé dans des poissons du port de Hamilton et de la rivière Detroit. Les échantillons du port de Hamilton recelaient des concentrations variant entre 25 ppt et 50 ppt.

Plomb alkylé

On trouve des charges élevées de plomb alkylé chez les poissons de deux secteurs des Grands Lacs : à proximité des usines de production de plomb alkylé établies à Maitland (fleuve Saint-Laurent) et à Corunna (rivière St. Clair). Les concentrations de plomb alkylé étaient en général plus faibles dans le secteur de la rivière St. Clair que dans celui du fleuve Saint-Laurent (Wong *et al.*, 1988). On croit que la divergence entre les profils d'accumulation s'expliquerait par des différences de régime hydraulique entre ces deux zones. L'usine de production de plomb alkylé de Maitland a été fermée en 1987.

TABLEAU 41 CONCENTRATIONS DES CONTAMINANTS DÉCELÉS EN 1988 CHEZ LES TOULADIS ENTIERS (ÂGÉS DE 4 ANS ET PLUS) DES GRANDS LACS (en ppm, poids humide, erreur type)

	Ontario	Érié	Huron	Supérieur
N	46	8	13	8
Poids (en g)	1771,38 (47,67)	2436,90 (152,08)	2008,46 (152,63)	1410,29 (120,23)
Lipides (en %)	14,83 (0,46)	18,66 (1,08)	17,51 (1,11)	11,23 (0,97)
BPC	3,39 (0,33)	0,64 (0,17)	1,76 (0,09)	1,96 (0,21)
p,p'-DDE	0,88 (0,06)	0,40 (0,05)	0,30 (0,02)	0,11 (0,01)
DDT et métabolites	1,21 (0,06)	0,49 (0,05)	0,42 (0,03)	0,22 (0,03)
Dieldrine	0,12 (0,01)	0,15 (0,01)	0,05 (0,00)	0,03 (0,00)
Mercure	0,11 (0,00)	0,08 (0,00)	0,09 (0,01) (N=16)	0,13 (0,02) (N = 7)
Mirex	0,20 (0,01)	ND	ND	ND

ND = non décelé
Source : D.M. Whittle, ministère des Pêches et des Océans.

Toxaphène

L'utilisation du toxaphène a été restreinte au Canada en 1971. Aux États-Unis, sa production a été interdite en 1982, mais son utilisation n'a été prohibée qu'en 1986. Il est toutefois encore beaucoup utilisé en Amérique centrale et en Amérique du Sud. Présentement, les principales sources des Grands Lacs sont d'origine atmosphérique et il est probable que le toxaphène qu'on y trouve provienne de ces régions. Les concentrations de toxaphène

sont élevées dans le lac Supérieur, contrairement à ce qui se produit pour le DDT et les BPC. Cette plus grande persistance s'expliquerait par la nature oligotrophe du lac Supérieur (Cohen *et al.*, 1982) de même que par sa grande superficie et par son faible taux de renouvellement. Il se peut que la faible activité biologique dans le lac Supérieur permette aux contaminants de rester suspendus plus longtemps dans la colonne d'eau que dans le lac Ontario, lac mésotrophe où ils peuvent se lier à des particules, se déposer sous forme de sédiments et ainsi limiter les possibilités d'accumulation.

Mercure

À la suite des fermetures des fabriques de chlore et de soude caustique des Grands Lacs, on a observé des chutes spectaculaires des concentrations de mercure chez le doré du lac Sainte-Claire et chez des poissons d'autres régions touchées par les déversements de ces usines. Les concentrations de mercure chez le touladi des lacs Supérieur et Ontario ainsi que chez le doré du lac Érié poursuivent la baisse amorcée à la fin des années 1970. Par contre, les concentrations en mercure dans le lac Huron n'ont montré aucune baisse uniforme entre 1980 et 1985. Le tableau 41 donne un aperçu des concentrations de BPC, de p,p'-DDE, de DDT, de dieldrine et de mercure mesurées en 1987.

Arsenic, sélénium et zinc

On observe des concentrations d'arsenic presque deux fois plus élevées chez le touladi du lac Ontario que chez celui des lacs Érié, Huron et Supérieur. Toutefois, l'évolution des concentrations d'arsenic chez le poisson ne laisse apparaître aucune tendance temporelle. Les concentrations de sélénium étaient en général plus élevées chez les prédateurs du lac Huron que chez ceux des lacs Ontario, Érié et Supérieur. Cette situation est due à la présence d'une anomalie géologique dans la baie Georgienne. Il existe également des variations annuelles dans les données. Par ailleurs, on a enregistré en général des concentrations de zinc comparables chez les prédateurs de niveau trophique supérieur des lacs Ontario, Érié et Supérieur, et aucune tendance à long terme ne se dégage des données recueillies.

Le tableau 42 présente une compilation, établie à partir de publications récentes, des autres contaminants métalliques et organiques qui ont été décelés chez les poissons des Grands Lacs et des voies interlacustres.

TABLEAU 42 TABLEAU RÉCAPITULATIF DES AUTRES CONTAMINANTS DÉCELÉS CHEZ LES POISSONS DES GRANDS LACS[1]

Paramètre	Fleuve St-Laurent	Lac Ontario	Rivière Niagara	Lac Érié	Rivières St. Clair et Detroit	Lac Huron	Lac Michigan	Rivière St. Marys	Lac Supérieur
Métaux									
Antimoine				X			X		
Argent						X	X		X
Arsenic	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Baryum						X	X		
Cadmium	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Chrome	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Cobalt						X	X		X
Cuivre	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Étain						X			
Manganèse	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Molybdène				X		X	X		
Nickel	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Sélénium	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Strontium						X	X		X
Titane						X	X		
Vanadium						X	X		X
Zinc	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Contaminants organiques									
Aldrine	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Endrine	X	X	X	X		X	X		X
Alpha-BHC		X	X	X	X	X	X	X	X
Bêta-BHC		X	X	X	X		X		
Lindane	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Chlordane	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Heptachlore	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Époxyde d'heptachlore			X	X	X	X	X		X
Époxyde d'octachlore		X					X		X
Nonachlore		X	X	X	X	X	X	X	X
Méthoxychlore					X	X	X		X
Endosulfane			X	X			X		
Dacthal			X	X		X	X	X	X
Trifluraline				X			X		
Éther pentachlorophénylméthylique		X		X		X	X		
Diazinon				X			X		
Photomirex		X	X						
Biphényle polybromé						X			X
Xytron							X		
Chlorobenzènes	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Chlorostyrènes	X	X	X	X	X	X		X	X
Chlorobutadiènes		X	X	X	X	X			X
Tétrachloropropène				X					
Pentachloropropane				X					
Pentachlorononbornène				X					
Phtalate de dibutyle						X			X
Phtalate de diéthylhexyle						X	X		X
Phtalate de diéthyle						X			X
Méthylbenzothiofène						X			
Chloroanisoles			X			X		X	X
Chlorophénols		X	X	X		X			

TABLEAU 42 (Suite) TABLEAU RÉCAPITULATIF DES AUTRES CONTAMINANTS DÉCELÉS CHEZ LES POISSONS DES GRANDS LACS[1]

Paramètre	Fleuve St-Laurent	Lac Ontario	Rivière Niagara	Lac Érié	Rivières St. Clair et Detroit	Lac Huron	Lac Michigan	Rivière St. Marys	Lac Supérieur
Chloroéthanes		X	X		X				
Chlorotoluènes			X			X			
Isophorone							X		
Phénol							X		
Chloroterphényles						X			
Éthers diphényliques chlorés	X	X				X			
Naphthalène		X			X	X	X		X
Méthylnaphtalènes		X			X	X	X		X
Biphényle		X			X	X			
Méthylbiphényle							X		
Acénaphthène		X			X				
Fluorène		X			X				
Anthracène		X			X		X		X
Phénanthrène		X			X	X	X		X
Phénylnaphtalène		X			X				
Méthylphénanthrène		X			X	X			
Méthylanthracènes		X			X				
Fluoranthane		X			X		X		
Pyrène		X			X		X		
Benzofluorènes		X			X				
Chrysène		X			X				
Pérylène		X			X				
Coronène		X			X				
Diberzo(a,h)anthracène		X			X				
Benzo(k)fluoranthène					X				

1 D'après Konasewich *et al.* (1978), Suns *et al.* (1985), DeVault (1985), Smith *et al.* (1985), Harlow et Hodson (1988), Clark *et al.* (1984), Comité sur les toxiques de la rivière Niagara (1984), Jaffe et Hites (1986), Camanzo *et al.* (1987), Jaffe *et al.* (1985), St. Amant *et al.* (1987), Copeland *et al.* (1973)

Les poissons des lacs Ontario et Michigan affichent en général des charges de contaminants plus élevées que les poissons des lacs Érié, Huron et Supérieur. Les concentrations en contaminants dans les poissons des lacs Ontario et Michigan étaient beaucoup plus élevées par le passé. Les concentrations de BPC totaux et de DDT total dans les poissons des lacs Ontario et Michigan ont connu une chute marquée durant les années 1970. Les concentrations de mirex chez les poissons du lac Ontario et les concentrations de plomb alkylé chez les poissons de la rivière St. Clair et du fleuve Saint-Laurent ont aussi beaucoup diminué. Pour ce qui est des autres contaminants, au nombre desquels figurent le mercure, la dieldrine, les dioxines, les furanes, le HCB et le benzo[a]pyrène, il se peut que les concentrations observées aient légèrement diminué, ou qu'aucune tendance apparente ne se soit dégagée, ou encore qu'on n'ait pas disposé de données suffisantes pour établir une tendance.

3. BIOACCUMULATION, BIOAMPLIFICATION ET BIOCONCENTRATION

La plupart des espèces ont acquis des comportements ou développé un métabolisme leur permettant d'extraire de façon sélective divers éléments et composés de leur environnement. Les facteurs de bioconcentration varient en fonction de la disponibilité des éléments et des composés ainsi que de la position de l'organisme dans le réseau trophique (cette position peut varier au cours du cycle de vie). Les intervalles de concentrations des éléments et des composés essentiels nécessaires au fonctionnement normal du métabolisme sont probablement fonction du niveau trophique et de l'habitat, et ils varient considérablement d'une espèce à l'autre.

S'il y a une surabondance d'un composé ou d'un élément à l'état de traces dans l'environnement, les fonctions d'excrétion et de dépuration entrent en jeu. Si le processus d'accumulation des éléments biodisponibles prend le pas sur les processus d'élimination ou de dégradation métabolique, la concentration de tels composés ou éléments pourra atteindre des seuils toxiques.

Bon nombre des produits chimiques qui ont été déversés dans les Grands Lacs ne sont pas essentiels et peuvent nuire à la santé des organismes exposés. Les industries ont synthétisé un grand nombre de composés non essentiels dont les propriétés physico-chimiques les font se concentrer chez des organismes qui n'ont pas eu le temps d'élaborer des processus sélectifs d'extraction et de dépuration à leur égard.

Les organismes aquatiques accumulent les contaminants de l'environnement par l'intermédiaire des aliments et de l'eau qu'ils ingèrent. Les processus d'accumulation des contaminants peuvent être décrits comme suit :

a) la bioaccumulation - l'absorption et la rétention par l'organisme de contaminants présents dans l'environnement, à partir de ses aliments et de son milieu immédiat;

b) la bioamplification - l'accroissement de la concentration des contaminants présents dans l'environnement à chaque niveau successif du réseau trophique;

c) la bioconcentration - l'accroissement en concentrations de contaminants dans l'environnement (p. ex., l'eau, les sédiments) chez les organismes cibles.

Le mode et la vitesse d'absorption des contaminants par les organismes aquatiques varient considérablement d'une espèce à l'autre et au sein d'une même espèce, en fonction de facteurs tels que le temps d'exposition, le stade de développement et les habitudes alimentaires de l'organisme.

Les poissons se nourrissant sur le fond, qui sont exposés aux sédiments contaminés, ont affiché des charges de contaminants plus élevées que les poissons exposés à des sédiments non contaminés ou que les poissons pélagiques, qui s'alimentent dans la colonne d'eau. Ainsi, l'estomac de meuniers noirs prélevés à des endroits où la concentration des sédiments en HAP était élevée renfermait un mélange plus complexe de HAP et affichait des concentrations plus élevées en composés tels que le benzo[a]pyrène, le benzanthracène et le benzo[k]fluoranthène que l'estomac de meuniers noirs recueillis à deux endroits relativement peu pollués (Maccubin *et al.*, 1985). On en a conclu qu'au moins une partie de l'exposition des meuniers noirs aux HAP était due à l'ingestion d'aliments contaminés (se reporter au volume II, deuxième partie, du présent rapport).

Les différentes voies d'absorption, comme l'absorption directe à partir des phases solubles, l'ingestion de sédiments contaminés et l'absorption par le biais des aliments, peuvent contribuer de façon inégale aux charges corporelles de contaminants. Les données ne concordent pas sur l'importance relative de ces différentes voies de bioaccumulation des pesticides organochlorés chez le poisson.

De nombreuses études ont démontré que les charges de contaminants chez les organismes aquatiques, particulièrement le poisson, augmentent en fonction de la durée d'exposition (c.-à-d. en fonction de l'âge). La figure 60 illustre la corrélation entre le degré d'absorption des BPC et du DDT et l'âge.

Il y a bioamplification lorsque la concentration d'un contaminant augmente d'un niveau trophique à l'autre. Cependant, notons qu'il n'existe pas toujours de niveaux trophiques bien définis dans les écosystèmes aquatiques et qu'une espèce donnée peut occuper différents niveaux trophiques au cours de son cycle de vie selon les habitudes alimentaires qui

correspondent aux divers stades de son existence. Même si on n'observe aucune bioamplification appréciable des concentrations de la plupart des métaux dans les écosystèmes aquatiques, des données indiquent que le facteur de bioamplification du mercure organique peut dépasser 10^3. Par contraste avec les métaux, la concentration de la plupart des contaminants organochlorés tend à s'accroître par bioamplification. On estime que les facteurs d'amplification écologique des BPC dans l'écosystème du lac Ontario varient de 10^5 à 10^6.

4. LIGNES DIRECTRICES ET AVIS RELATIFS À LA CONSOMMATION DU POISSON

Bien que la teneur de l'eau en contaminants soit généralement très faible, les processus de bioaccumulation et de bioamplification permettent aux contaminants d'atteindre chez le poisson des seuils qui le rendent impropre à la consommation, tant par les animaux sauvages que par l'homme à cause de la possibilité d'effets néfastes sur la santé.

Les contaminants organochlorés, comme les pesticides et les BPC, s'accumulent dans les tissus adipeux. Comme nous l'avons mentionné plus haut, de nombreuses études ont démontré l'existence d'une relation directe entre la teneur en lipides et la charge de contaminants des organismes. Les espèces de poissons à faible teneur en lipides, comme la perchaude et le grand brochet, sont susceptibles de contenir des quantités plus faibles de contaminants organiques que les espèces plus grasses, comme la carpe, la barbue, le saumon et la truite. De plus, la teneur en lipides chez une espèce donnée augmente avec l'âge. La figure 61 illustre la relation entre l'âge et la teneur en lipides, de même que le rapport entre ces deux facteurs et les concentrations de contaminants organochlorés. Le tableau 43 montre la relation entre l'âge, la durée d'exposition et l'absorption des contaminants en ce qui concerne les BPC, le DDT et le mercure chez le doré du lac Érié.

TABLEAU 43 CONCENTRATIONS MOYENNES DE BPC, DE DDT ET DE MERCURE CHEZ SIX GROUPES D'ÂGE DE DORÉS DU BASSIN OCCIDENTAL DU LAC ÉRIÉ (ppm, poids humide ± erreur type)

ANNÉE	GROUPE D'ÂGE (taille de l'échantillon)[1]							
	0	1	2	3	4	5	6	7
BPC[2]								
1978				2,13±0,3 (23)		2,08±0,36 (4)		
1979		0,96±0,22 (4)	1,56±0,12 (8)	2,80±0,85 (3)	3,60±0,49 (8)	5,73±1,20 (4)		
1980		0,50±0,06 (5)	1,11±0,14 (10)	1,52±0,17 (14)	1,70±0,38 (4)	2,00±0,49 (5)		
1981	0,53±0,03 (3)	0,83±0,18 (8)	1,09±0,14 (12)	0,92±0,21 (9)	1,26±0,12 (5)			
1982	0,58±0,09 (6)		1,40±0,30 (4)	1,34±0,21 (5)	1,72±0,31 (6)	2,50±0,34 (7)		
1983		0,76±0,08 (10)		1,78±0,20 (8)	1,58±0,20 (12)	2,12±0,15 (5)		
1984		1,34±0,15 (9)	0,52±0,04 (15)	0,48±0,07 (10)	0,83±0,25 (7)	0,54±0,04 (5)		

TABLEAU 43 (Suite) CONCENTRATIONS MOYENNES DE BPC, DE DDT ET DE MERCURE CHEZ SIX GROUPES D'ÂGE DE DORÉS DU BASSIN OCCIDENTAL DU LAC ÉRIÉ (ppm, poids humide ± erreur type)

ANNÉE	GROUPE D'ÂGE (taille de l'échantillon)[1]							
	0	1	2	3	4	5	6	7
1985	0,27±0,07 (3)		0,85±0,35 (3)	0,83±0,10 (10)	0,80±0,24 (4)	1,97±0,37 (6)		
1986		0,72±0,03 (10)	1,22±0,11 (5)	1,20±0,20 (3)	1,88±0,28 (13)	1,65±0,18 (13)	4,03±1,96 (3)	1,63±0,2 (3)
1987		-	1,0±0,07 (5)	2,07±0,48 (3)	-	1,50±0,17 (12)	-	-
1988		-	1,16±0,10 (12)	-	1,72±0,25 (9)	1,45±0,16 (16)	-	-
Σ DDT[2]								
1978				0,40±0,05 (23)		0,47±0,10 (4)		
1979		0,10±0,03 (4)	0,20±0,02 (8)	0,44±0,18 (3)	0,59±0,07 (8)	1,06±0,39 (4)		
1980		0,18±0,09 (5)	0,12±0,01 (10)	0,60±0,21 (14)	0,52±0,08 (4)	0,77±0,16 (5)		
1981	0,05±0,01 (3)	0,06±0,01 (8)	0,13±0,02 (12)	0,10±0,02 (9)	0,10±0,04 (5)			
1982	0,06±0,01 (5)		0,23±0,01 (4)	0,29±0,05 (5)	0,28±0,03 (6)	0,34±0,03 (7)		
1983		0,07±0,01 (10)		0,29±0,05 (8)	0,24±0,06 (12)	0,54±0,19 (5)		
1984		0,08±0,01 (9)	0,08±0,02 (15)	0,11±0,01 (10)	0,17±0,02 (7)	0,22±0,05 (5)		
1985	0,02±0,00 (3)		0,07±0,01 (3)	0,11±0,01 (10)	0,13±0,03 (4)	0,16±0,02 (6)		
1986		0,03±0,00 (10)	0,06±0,02 (5)	0,09±0,03 (3)	0,12±0,01 (13)	0,13±0,03 (13)	0,20±0,14 (3)	0,15±0,0 (3)
1987		-	0,06±0,01 (5)	0,06±0,00 (3)	-	0,10±0,01 (12)	-	-
1988		-	0,06±0,01 (12)	-	0,19±0,02 (9)	0,19±0,02 (16)	-	-
Hg[4]								
1978				0,19±0,02 (23)	(4)	0,25±0,10		
1979		0,07±0,01 (4)	0,09±0,01 (8)	0,15±0,04 (3)	0,16±0,01 (8)	0,25±0,08 (4)		
1980		0,06±0,01 (5)	0,07±0,01 (10)	0,14±0,01 (14)	0,19±0,03 (4)	0,20±0,01 (5)		
1981	0,06±0,01 (3)		0,06±0,00 (13)	0,09±0,01 (9)	0,13±0,01 (5)			
1982	0,05±0,00 (6)		0,11±0,01 (4)	0,09±0,01 (5)	0,13±0,00 (6)	0,17±0,02 (7)		
1983				0,10±0,01 (8)	0,13±0,02 (11)	0,14±0,03 (5)		
1984		0,08±0,01 (9)	0,08±0,00 (15)					
1985				0,12±0,04 (8)	0,08±0,02 (3)	0,18±0,07 (3)		
1986		0,06±0,00 (10)	0,07±0,01 (5)	0,08±0,01 (3)	0,10±0,00 (13)	0,11±0,01 (13)	0,22±0,09 (3)	0,15±0,0 (3)
1987		-	0,10±0,01 (5)	0,10±0,01 (4)	-	0,12±0,01 (11)	-	-
1988		-	0,06±0,01 (15)	-	0,10±0,02 (6)	0,13±0,02 (9)	-	-

Il s'agit d'échantillons de poisson entier.

1. Seuls les groupes d'âge dont la taille de l'échantillon est supérieure ou égale à 3 ont été pris en considération.
2. Seuil de détection : 0,1 ppm.
3. Seuil de détection : 0,01 ppm.
4. Seuil de détection : 0,03 ppm.

Source : D.M. Whittle, ministère des Pêches et des Océans, données inédites.

Le problème posé par la présence de contaminants inorganiques et organiques à l'état de traces dans les parties comestibles des poissons de pêche sportive et de pêche commerciale des Grands Lacs est connu depuis près d'une vingtaine d'années. Nombre des divers pouvoirs publics du bassin des Grands Lacs ont établi des lignes directrices et émis des avis afin de protéger le consommateur de poisson et les espèces d'oiseaux piscivores. La troisième partie du volume II du présent rapport traite de ces lignes directrices et avis. Dans le secteur de la pêche commerciale, la *Food and Drug Administration* et le ministère des Pêches et des Océans du Canada prélèvent des échantillons à partir des prises commerciales et déterminent si le poisson retrouvé dans le commerce respecte les objectifs et les avis relatifs à la consommation.

Les autorités compétentes effectuent des tests visant à déceler la présence de divers métaux lourds, de pesticides et de produits organiques présents à l'état de traces. Le tableau 44 donne la liste des contaminants faisant l'objet d'analyses de routine dans le cadre des programmes de surveillance mis en oeuvre dans les Grands Lacs (Johnson, 1988).

On peut évaluer les changements survenus au fil des ans sur le plan des avis relatifs à la consommation, en examinant ceux s'appliquant au touladi et à la perchaude, deux importantes espèces de poissons de pêche sportive et commerciale dans les Grands Lacs. Les figures 62 et 63 illustrent le pourcentage d'endroits qui font l'objet d'avis relatifs à la consommation sur les divers lacs. Dans le cas du touladi, on observe une diminution du nombre d'endroits du lac Huron visés par un avis, mais le nombre des endroits correspondants sur les lac Supérieur et Ontario est demeuré constant. Au cours de la période de référence (de 1983 à 1989), tous les lieux de prélèvement du lac Ontario ont fait l'objet d'un avis relatif à la consommation du touladi. Par ailleurs, le touladi du lac Érié n'a été visé par aucune restriction relative à la consommation depuis 1983. Il convient toutefois de souligner que, dans ce lac, cette espèce possède une zone active et une structure d'âge limitées en raison de contraintes dues à la température de l'eau et à l'exploitation d'un programme d'empoissonnement restreint.

Le nombre d'avis relatifs à la consommation concernant la perchaude (figure 63) affiche des tendances non observées chez le touladi. De façon générale, ce nombre est plus faible (sauf pour le lac Érié). Cette situation est

peut-être due au fait que la perchaude occupe une position intermédiaire dans le réseau trophique aquatique et qu'elle présente une teneur en lipides plus faible. Le grand nombre de mises en garde se rapportant notamment aux lacs Huron et Supérieur est peut-être révélateur de problèmes persistants, qui ne sauraient être résolus grâce aux contrôles portant sur les sources directes. Le nombre des avis relatifs à la consommation de la perchaude a diminué depuis 1983, et aucun n'a été émis de 1987 à 1989.

TABLEAU 44 CONTAMINANTS FAISANT L'OBJET D'ANALYSES DE ROUTINE DANS LE CADRE DE PROGRAMMES CONCERNANT LES AVIS RELATIFS À LA CONTAMINATION DES POISSONS DE PÊCHE SPORTIVE DES GRANDS LACS

Paramètre	Illinois	Indiana	Michigan	Minnesota	New York	Ohio	Pennsylvanie	Wisconsin	Ontario
Métaux									
Arsenic									X
Cadmium			X						X
Chrome									X
Cuivre			X						X
Plomb			X		X				X
Manganèse									X
Mercure			X	X	X			X	X
Nickel			X						X
Sélénium									X
Zinc			X						X
Plomb alkylé									X[1]
Composés organiques									
Aldrine									X
Chlordane	X				X	X	X	X	X
DDT			X		X	X		X	X
Dieldrine			X		X	X		X	X
Dioxine (2,3,7,8-TCDD)				X[1]		X[1]			X[1]
Endrine					X	X			
Heptachlore	X		X		X				X
HCB			X		X	X			X
Lindane					X				X
Mirex				X	X				X
Octachlorostyrène			X						X
BPC	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Toxaphène			X[1]			X		X[1]	X

1. Dans certains échantillons.

5. PROBLÈMES DE CONTAMINATION DES POISSONS DE PÊCHE SPORTIVE

L'ARQEGL a établi des objectifs quant à la concentration dans le poisson entier pour quatre contaminants : le DDT et ses métabolites (1,0 ppm), le mercure (0,5 ppm), le mirex (essentiellement absent) et les BPC (0,1 ppm). Une comparaison entre les données les plus récentes sur les charges moyennes de contaminants dans le poisson entier et les objectifs de l'ARQEGL a permis de cerner deux problèmes : la contamination par les BPC du poisson des cinq Grands Lacs (sauf pour le lac Érié, où il n'est question que des prédateurs de niveau trophique supérieur) et la contamination par le mirex du poisson du lac Ontario (tableau 45). Ces problèmes de contamination ont avant tout une incidence sur la protection de la faune, notamment les oiseaux piscivores, de même que sur les restrictions qui doivent s'appliquer à l'utilisation de poissons entiers dans la production d'aliments pour les animaux domestiques ou pour le bétail.

TABLEAU 45 TABLEAU RÉCAPITULATIF DES OCCURRENCES (1986) OÙ LA CHARGE DES CONTAMINANTS CHEZ LES POISSONS ENTIERS DÉPASSAIT LES OBJECTIFS DE L'ACCORD RELATIF À LA QUALITÉ DE L'EAU DANS LES GRANDS LACS DE 1986

		Objectif dépassé[1]			
Lac	**Espèces de poisson**	**DDT**	**Mercure**	**Mirex**	**BPC**
Ontario	Éperlan arc-en-ciel	X		X	X
	Touladi	X		X	X
Érié	Éperlan arc-en-ciel				
	Doré				X
Sainte-Claire	Doré[2]		X		
Huron	Éperlan arc-en-ciel				X
	Touladi				X
Michigan	Cisco de fumage	X			X
	Touladi	X			X
Supérieur	Éperlan arc-en-ciel				X
	Touladi				X

1. Les objectifs de l'Accord sont : DDT - 1,0 ppm; mercure - 0,5 ppm; mirex - essentiellement absent; BPC - 0,1 ppm.
2. Muscle dorsal.

Sources : Ministère de l'Environnement de l'Ontario (données sur le doré de la rivière St. Clair). Autres données provenant du ministère des Pêches et des Océans.

On trouve ci-après un résumé des principaux problèmes de contamination touchant le poisson gibier de l'Ontario dans les Grands Lacs (Johnson, 1988). Les seuils de référence énoncés se rapportent aux lignes directrices de l'Ontario relatives à la consommation du poisson gibier, qui sont établies à partir de l'analyse d'échantillons, libres de peau, de tissus du muscle dorsal.

Lac Ontario

Les BPC et le mirex sont présents à des concentrations excédant leurs seuils de référence respectifs de 2,0 ppm et de 0,1 ppm dans la partie comestible des poissons de grande taille des espèces suivantes : touladi, truite brune, truite arc-en-ciel, saumon coho, saumon quinnat, anguille d'Amérique, baret, barbue de rivière, carpe, barbotte brune et alose à gésier. Dans plusieurs cas, le mirex est plus préoccupant que les BPC.

Les concentrations de mercure dépassent le seuil de 0,5 ppm fixé par la ligne directrice pour les poissons de grande taille des espèces suivantes : grand brochet, doré, achigan à grande bouche et barbue de rivière.

Lac Érié

Les concentrations de BPC dépassent le seuil de 2,0 ppm fixé par la ligne directrice pour les carpes et les barbues de rivière de grande taille provenant de certaines populations des bassins occidental et central.

Les concentrations de mercure excèdent le seuil de 0,5 ppm fixé par la ligne directrice pour les très gros poissons des espèces suivantes : malachigan, carpe, grand brochet, meunier noir, bar blanc, achigan à grande bouche et achigan à petite bouche.

Lac Huron

À certains endroits, les concentrations de BPC excèdent le seuil de 2,0 ppm fixé par la ligne directrice pour les poissons de grande taille des espèces suivantes : carpe, barbue de rivière, touladi, achigan à petite bouche, truite arc-en-ciel, saumon coho, cisco de fumage et meunier noir.

À certains endroits, les concentrations de mercure dépassent le seuil de 0,5 ppm fixé par la ligne directrice pour les poissons de grande taille des espèces suivantes : doré, achigan à petite bouche, meunier noir, meunier

rouge, barbue de rivière, carpe, saumon coho, perchaude, malachigan, bar blanc, lotte, grand brochet et truite arc-en-ciel.

Lac Michigan

Les concentrations de BPC sont supérieures au seuil de 2,0 ppm fixé par la ligne directrice pour les poissons de certaines catégories de taille des espèces suivantes : touladi, saumon quinnat, saumon coho, truite brune, carpe et barbue de rivière.

Lac Supérieur

À certains endroits, les concentrations de BPC dépassent le seuil de 2,0 ppm fixé par la ligne directrice pour les poissons de grande taille des espèces suivantes : touladi, corégone, meunier noir et meunier rouge.

À certains endroits, les concentrations de mercure excèdent le seuil de 0,5 ppm fixé par la ligne directrice pour les poissons de grande taille des espèces suivantes : doré, corégone, meunier rouge, meunier noir, suceur rouge, grand brochet et touladi.

De façon globale, la contamination par le mercure des poissons de pêche sportive de grande taille provenant des lacs Ontario, Érié, Huron et Supérieur est un phénomène naturel, observé à la grandeur des lacs et relié à l'âge, à la teneur en lipides et au niveau trophique occupé par ces poissons.

6. CONTAMINATION DES POISSONS DANS LES «SECTEURS PRÉOCCUPANTS»

Depuis 1973, le Conseil de la qualité de l'eau dans les Grands Lacs, qui relève de la Commission mixte internationale, détermine des ports, des embouchures de cours d'eau et des voies interlacustres qui font face à de graves problèmes de pollution de l'eau. Il précise l'endroit exact où l'un ou plusieurs des objectifs généraux ou spécifiques de l'ARQEGL de 1978 concernant la qualité de l'eau, les normes ou les critères de compétence n'ont pas été respectés, où on a porté atteinte à l'usage bénéfique de ces eaux et où on risque de le faire.

La publication d'avis relatifs à la consommation du poisson constituait l'un des critères servant à désigner une zone comme «secteur préoccupant». Des 42 secteurs désignés, 36 font l'objet de tels avis. Le tableau 46 présente un résumé des problèmes de contamination des poissons dans les «secteurs préoccupants» des Grands Lacs.

À la lumière des plus récentes données de surveillance et de surveillance continue dont dispose le Conseil de la qualité de l'eau dans les Grands Lacs, des préoccupations ont été soulevées en ce qui a trait à la contamination du poisson à deux autres endroits : la baie Presqu'ile, sur le lac Érié à Erie, en Pennsylvanie, et la baie Black River, sur le lac Ontario, dans l'État de New York. En 1984, les pêcheurs sportifs ont commencé à signaler la présence de tumeurs sur la peau et sur les lèvres des barbottes brunes capturées dans la baie Presqu'ile. Selon une étude du *Fish and Wildlife Service*, des États-Unis, effectuée en 1985, 40 % des barbottes brunes prélevées affichaient des anomalies visibles à la bouche et sur la peau. Des concentrations élevées de BPC ont été mesurées dans des échantillons composites de spécimens entiers de barbotte brune (jusqu'à 7,5 ppm), de crapet arlequin (jusqu'à 4,8 ppm) et de bar (jusqu'à 7,8 ppm).

Le *Department of Environmental Conversation* (DEC) de l'État de New York a signalé que les queues à tache noire de la baie Black River affichaient des concentrations de BPC qui étaient dix fois plus élevées que celles observées chez des poissons prélevés ailleurs dans l'État de New York, dans les eaux du lac Ontario et dans la section internationale du fleuve Saint-Laurent, et 30 fois plus élevées que celles observées chez des poissons recueillis dans les eaux du lac Érié, également dans l'État de New York.

TABLEAU 46 PROBLÈMES DE CONTAMINATION DES POISSONS DANS LES «SECTEURS PRÉOCCUPANTS» DES GRANDS LACS

Secteur préoccupant	Avis relatifs à la consommation de poisson	Espèces de poissons touchées	Contaminants visés	Détails
Lac Supérieur				
Havre Peninsula	Oui	Touladi Corégone de lac Meunier noir Meunier rouge Suceur rouge	Mercure, BPC	o Les sources de contaminants comprennent les déversements antérieurs de mercure d'une fabrique de chlore et de soude caustique (fermée en 1976) et les BPC provenant d'une centrale électrique. o Baisse constante des concentrations moyennes de mercure et de BPC chez le touladi entre 1976 et 1985. o À l'heure actuelle, les touladis d'une longueur inférieure à 65 cm peuvent être consommés sans restriction aucune, alors que les plus gros poissons sont classés dans une catégorie à consommation limitée. o Il arrive parfois que les touladis de grande taille analysés présentent des concentrations de BPC légèrement supérieures à l'objectif de Santé et Bien-être social Canada relatif à la consommation (2,0 ppm). o Les restrictions relatives à la consommation s'appliquent également aux poissons de grande taille des espèces suivantes : corégone de lac, meunier noir, meunier rouge et suceur rouge.
Baie Jackfish	Oui	Touladi	Mercure	o Les ressources halieutiques et l'habitat sont altérés par les déversements des usines de pâtes et papiers. o Avis relatif à la consommation de touladis de plus de 45 cm. o Le corégone de lac et le cisco peuvent être consommés sans restriction. o Les concentrations élevées de mercure chez le poisson sont considérées comme étant un problème résiduel à l'échelle du lac.
Baie Nipigon	Oui	Perchaude	Mercure	o Les ressources halieutiques et l'habitat sont altérés par les déversements des usines de pâtes et papiers. o Avis relatif à la consommation de perchaudes de plus de 30 cm. o Aucune limite de consommation pour les espèces suivantes : corégone de lac, ménomini rond, cisco et touladi. o La contamination par le mercure est considérée comme étant un problème résiduel à l'échelle du lac.
Baie Thunder	Oui	Doré Meunier rouge Meunier noir Grand brochet	Mercure	o Les ressources halieutiques et l'habitat sont altérés par les déversements des usines de produits forestiers. o Avis de consommation restreinte pour les grands brochets de plus de 55 cm, ainsi que pour les dorés, les meuniers noirs et les meuniers rouges de plus de 45 cm.
Rivière/baie St. Louis	Oui	Suceur rouge Doré Meunier noir Grand brochet	Mercure, BPC	o La contamination provient surtout des apports antérieurs localisés des effluents urbains et industriels. o Des avis sanitaires ont été émis pour les suceurs rouges de 15 à 20 po de la rivière St. Louis, en amont de Brookston, pour les dorés de 15 à 20 po, les meuniers noirs de 15 à 20 po et les grands brochets de 15 à 30 po de la baie St. Louis.
Lac Torch	Oui	Doré, doré noir	-	o Les ressources halieutiques se sont grandement améliorées depuis le début des années 1970. o L'écosystème aquatique a été altéré par les résidus de minerai de cuivre. o Avis relatif à la consommation de poisson, en raison de la fréquence élevée de tumeurs.

TABLEAU 46 (suite) PROBLÈMES DE CONTAMINATION DES POISSONS DANS LES «SECTEURS PRÉOCCUPANTS» DES GRANDS LACS

Secteur préoccupant	Avis relatif à la consommation de poisson	Espèces de poissons touchées	Contaminants visés	Détails
Lac Deer, ruisseau/ rivière Carp	Oui	Toutes les espèces	Mercure	o Le mercure provenait de deux laboratoires industriels évacuant leurs eaux usées par le réseau d'assainissement. o Avis relatif à la consommation depuis 1981 pour tous les poissons du lac Deer et pour les poissons indigènes du ruisseau Carp et de la rivière Carp, en aval du lac Supérieur.
Lac Michigan				
Rivière Manistique	Oui	Carpe	BPC	o Les BPC proviennent de l'érosion de sols contaminés des bords d'un ancien étang de décantation de résidus de désencrage d'une usine de pâtes et papiers. o Avis relatif à la consommation de carpes prises en aval du barrage de la Manistique (Michigan). o Ce lieu figure sur la liste du programme «Superfund».
Rivière Menominee	Non	-	-	o Pêche sportive très active, avec une bonne abondance de doré, bien que certains problèmes associés au goût et à l'odeur aient été signalés. o Les sédiments sont fortement contaminés par l'arsenic. o On a décelé la présence d'arsenic dans des filets de doré.
Rivière Fox/sud de la baie Green	Oui	La plupart des espèces de pêche sportive	BPC	o Plus de 100 substances toxiques ont été décelées dans les déversements introduits dans le cours inférieur de la rivière Fox par 14 usines de pâtes et papiers et 5 importantes usines d'épuration municipales. o Depuis 1972, la pêche locale s'est améliorée en quantité et en diversité, mais elle reste diminuée. o Une pêcherie renommée pour le doré a été créée en aval du barrage De Pere. o La partie inférieure de la baie est propice à la pêche sportive et commerciale de la perchaude. o Certaines espèces de poissons présentes depuis longtemps, notamment le grand brochet, l'esturgeon et le maskinongé, ont aujourd'hui disparu ou presque. o Des avis relatifs à la consommation ont été émis pour les espèces suivantes : touladi, doré, omble de fontaine, grand corégone, grand brochet, meunier noir, truite arc-en-ciel, saumon quinnat, saumon coho, truite brune, achigan à petite bouche et carpe. o Fermeture de la pêche commerciale de la carpe. o Des produits chimiques industriels, des pesticides ainsi que leurs produits de dégradation ont été décelés à de faibles concentrations ou à l'état de traces chez le poisson, notamment : pentachlorobenzène, alpha-BHC, DDT, HCB, nonachlore, pyridine, carboxamide, tri-, tétra- et pentachlorophénols, HAP, acides résiniques, furanes, dioxines, mercure et autres métaux lourds.
Port de Sheboygan	Oui	Toutes les espèces	BPC	o Les BPC proviennent des sols contaminés d'une cuvette de rétention remblayée située sur le terrain d'une usine; la dépollution du terrain s'effectue dans le cadre du programme «Superfund». o Avis relatif à la consommation des poissons de la rivière Sheboygan, en aval du barrage de Sheboygan Falls. o Figurent au nombre des autres contaminants décelés chez le poisson : DDT, dieldrine, endrine, méthoxychlore, lindane, nonachlore, chlordane, mercure, plomb et autres métaux lourds. o Les sédiments contaminés par les BPC dans le cours inférieur de la rivière et dans le port de Sheboygan figurent sur la liste du programme «Superfund».

TABLEAU 46 (suite) PROBLÈMES DE CONTAMINATION DES POISSONS DANS LES «SECTEURS PRÉOCCUPANTS» DES GRANDS LACS

Secteur préoccupant	Avis relatifs à la consommation de poisson	Espèces de poissons touchées	Contaminants visés	Détails
Port de Milwaukee	Oui	Suceur rouge Crapet arlequin Carpe Grand brochet	BPC	o Les contaminants proviennent des effluents urbains et industriels, des eaux d'écoulement des décharges et des eaux de ruissellement des terres agricoles. o Malgré une diminution soutenue au cours des dix dernières années, les concentrations moyennes de BPC chez les poissons des rivières Milwaukee, Menominee et Kinnickinnic, ainsi que de l'estuaire de la Milwaukee, demeurent bien au-dessus du seuil d'intervention de 5 ppm fixé par la FDA. o On a également décelé des teneurs élevées en dieldrine, en DDT, en chlordane et en mercure chez certains poissons du cours inférieur de la rivière. o Figurent au nombre des autres contaminants décelés : HCB, alpha-BHC, lindane, nonachlore, HAP et métaux lourds. o Des études indiquent la présence de ressources halieutiques diversifiées, notamment 35 espèces, dont 23 de pêche sportive (y compris des salmonidés d'eau froide) dans le cours inférieur de la rivière Milwaukee. o L'estuaire supérieur de la rivière Kinnickinnic est présentement utilisé par les pêcheurs lors des montaisons printanières et automnales de la truite et du saumon.
Port de Waukegan	Oui	Toutes les espèces	BPC	o Les BPC proviennent des sols contaminés dans une propriété industrielle. o Avis relatif à la consommation émis depuis 1980 en raison des BPC.
Rivière Grand Calumet/Indiana Harbor Canal	Oui	Toutes les espèces	Chlordane, BPC	o La principale source de contamination est constituée par les polluants *in situ*. o Peu d'espèces résidentes de poissons ont été observées; la carpe était la seule espèce prélevée de façon constante. Les autres espèces semblaient être de passage. o Figurent au nombre des autres contaminants décelés : alpha-BHC, HCB, pentachlorophénols, nonachlore, oxychlordane, p,p'-DDD, p,p'-DDE et dieldrine.
Rivière Kalamazoo	Oui	Toutes les espèces	BPC	o Les BPC proviennent de rejets antérieurs d'eaux usées des papeteries. o Les sédiments sont contaminés par les BPC sur une distance d'environ 128 km (80 milles) de la rivière Kalamazoo, entre les villes de Kalamazoo et de Saugatuck (lac Michigan). o Avis relatifs à la consommation de carpe, de meunier, de barbue et d'achigan à grande bouche.
Lac Muskegon	Non	-	-	o Des concentrations élevées de mercure et de BPC ont été observées chez les poissons de grande taille. o Une carpe de plus de 69 cm prise dans le lac Bear (affluent du lac Muskegon) renfermait plus de 2 ppm de BPC, seuil d'intervention du *Michigan Department of Public Health* (MDPH). o Un doré de plus de 55 cm et un achigan à grande bouche de plus de 40 cm capturés dans le lac Muskegon affichaient des concentrations de mercure supérieures au seuil d'intervention de 0,5 ppm.

TABLEAU 46 (suite) PROBLÈMES DE CONTAMINATION DES POISSONS DANS LES «SECTEURS PRÉOCCUPANTS» DES GRANDS LACS

Secteur préoccupant	Avis relatifs à la consommation de poisson	Espèces de poissons touchées	Contaminants visés	Détails
Lac White	Oui	Carpe	BPC	o Le lac White constitue un excellent endroit pour la pêche du doré, de la perchaude, de l'achigan à grande bouche et du grand brochet. o La concentration moyenne de BPC chez la carpe atteignait 3,7 ppm, excédant le seuil d'intervention de 2 ppm du MDPH. o Étant donné les concentrations peu élevées observées dans les sédiments, les BPC sont probablement d'origine atmosphérique. o Figurent au nombre des autres contaminants décelés : DDT, mirex, HCB, hexachlorocyclopentadiène, hexachlorobutadiène, octachloropentène, mercure et autres métaux lourds.
Lac Huron				
Rivière Saginaw/ baie Saginaw	Oui	La plupart des espèces de pêche sportive	BPC, PBB, dioxines	o Les contaminants proviennent des effluents urbains et industriels, des eaux d'écoulement des décharges et des eaux de ruissellement des terres agricoles. o Les avis relatifs à la consommation, pour les BPC, ne s'appliquent qu'aux poissons se nourrissant au fond, comme les carpes et les barbues du cours inférieur de la rivière et de la baie Saginaw, de même qu'aux poissons ayant une forte teneur en lipides, comme les touladis, les truites arc-en-ciel et les truites brunes de la baie Saginaw. o Aucune mise en garde n'a été émise à l'égard de la perchaude et du doré, les principaux poissons de pêche sportive de la baie Saginaw. o Des interdits de consommation existent aussi dans certaines parties des tributaires suivants : bras sud de la rivière Shiawassee (BPC); rivière Chippewa (PBB); rivière Pine (PBB); rivière Tittabawassee (PBB, dioxines); cours supérieur de la rivière Saginaw (PBB, dioxines).
Port de Collingwood	Oui	Perchaude	Hg	o Le port de Collingwood se prête à la pêche sportive durant toute l'année. o Un avis de consommation restreinte existe pour les perchaudes de grande taille en raison du mercure d'origine naturelle dans le sud de la baie Georgienne, un phénomène qui n'est associé à aucune source locale de contamination. o Des études effectuées en 1984 sur la présence de contaminants chez les poissons de pêche sportive n'ont révélé qu'une faible concentration de mercure, et pratiquement aucune accumulation de BPC ou de mirex.
De la baie Penetang à la baie Sturgeon (Severn Sound)	Oui	Doré Truite arc-en-ciel Meunier noir Achigan à petite bouche	Mercure	o Un avis de consommation restreinte a été émis en raison de la contamination par le mercure des poissons de grande taille des espèces suivantes : doré et achigan à petite bouche. o Il s'agit d'un phénomène d'origine naturelle dans le sud de la baie Georgienne, qui n'est associé à aucune source locale de contamination.
Rivière Spanish	Oui	Perchaude Doré	Mercure	o Des avis relatifs à la consommation ont été émis pour les dorés et les perchaudes de grande taille. o Les concentrations de mercure chez les poissons de l'embouchure de la rivière Spanish sont semblables à celles qu'on observe dans les lacs de tête de la rivière, ce qui reflète peut-être l'existence d'un phénomène régional, d'origine naturelle.

TABLEAU 46 (suite) PROBLÈMES DE CONTAMINATION DES POISSONS DANS LES «SECTEURS PRÉOCCUPANTS» DES GRANDS LACS

Secteur préoccupant	Avis relatifs à la consommation de poisson	Espèces de poissons touchées	Contaminants visés	Détails
Lac Érié				
Rivière Clinton	Non	-	-	-
Rivière Rouge	Oui	Carpe Meunier noir	BPC	o La principale source de contamination est constituée par les polluants *in situ*. o Des avis relatifs à la consommation ont été émis pour la carpe et le meunier noir, en raison de leurs concentrations élevées en BPC.
Rivière Raisin	Oui	Carpe	BPC	o La principale source de contamination est constituée par les polluants *in situ*. o Les contaminants suivants ont aussi été décelés dans le poisson : DDT, nonachlore, tri-, tétra- et heptadécane, naphtalène, méthyl- et diméthylnaphtalène, méthylbiphényle, phénanthrène, fluoranthène, pyrène, pyridine, carboxamide et mono- et dichlorobiphényle.
Rivière Maumee	Non	-	-	o La pêche est diminuée dans le cours inférieur de la rivière Maumee. o La population de poissons est composée surtout d'espèces capables de tolérer une turbidité élevée, notamment : baret, carpe, perchaude, bar blanc, malachigan et queue à tache noire. o On a observé des concentrations élevées de BPC dans des échantillons composites de poissons entiers (entre 2,1 ppm et 11,5 ppm). o Les contaminants suivants ont aussi été décelés : DDT, DDE, HCB, lindane, dieldrine, chlordane, oxychlordane, nonachlore, méthylbiphényle, méthylbenzanthrène, pyridine, carboxamide, pentachloroanisole, heptadécane, nonadécane, heptachlore et époxyde d'heptachlore.
Rivière Black	Oui	Toutes les espèces	HAP, BPC	o La principale source de contamination est constituée par les polluants *in situ*. o Les huit derniers kilomètres du cours inférieur de la rivière font l'objet d'avis relatifs à la consommation en raison de la présence de HAP, de BPC ainsi que de tumeurs chez le poisson. o Les carpes et les barbottes brunes affichaient des charges corporelles élevées de HAP (plus de 1 ppm) et de BPC (tout près ou au-dessus de 2 ppm, seuil d'intervention de la FDA). o Figurent au nombre des HAP et des autres contaminants décelés chez le poisson : méthylnaphtalène, phénanthrène, benzo(a)pyrène, biphénylphénanthrène, fluoranthène, pyrène, fluor, acénaphtalène, dibenzothioprène, pyridine, carboxamide, terphényle, phénylnaphtalène et pentachloroanisole.
Rivière Cuyahoga	Non	-	-	o Il y a très peu de poissons dans le cours inférieur de la rivière Cuyahoga et dans le port de Cleveland en raison des faibles concentrations en oxygène dissous, des concentrations élevées en ammoniaque et de la pollution des sédiments de fond. o En 1980, les concentrations de BPC chez la carpe, le meunier rouge et le meunier noir variaient entre 1,6 ppm et 23,0 ppm. o Le retour de la pêche sportive dans la rivière Cuyahoga est peu probable; néanmoins, si la qualité de l'eau s'améliore et si la quantité de polluants dans l'eau et dans les sédiments diminue, il est possible que certaines espèces plus recherchées réapparaissent.

TABLEAU 46 (suite) PROBLÈMES DE CONTAMINATION DES POISSONS DANS LES «SECTEURS PRÉOCCUPANTS» DES GRANDS LACS

Secteur préoccupant	Avis relatifs à la consommation de poisson	Espèces de poissons touchées	Contaminants visés	Détails
Rivière Ashtabula	Oui	Toutes les espèces	BPC, autres composés organiques	o La principale source de contamination est constituée par les polluants *in situ*. o Un avis relatif à la consommation a été émis pour les derniers 3,2 km (2 milles) du cours inférieur de la rivière et pour le port. o La concentration totale de BPC chez les poissons oscillait entre 0,68 et 10,66 ppm. o Figurent au nombre des autres produits chimiques préoccupants chez le poisson : octachlorostyrène, HCB, hexachloroéthane et hexachlorobutadiène.
Port de Wheatley	Non	-	-	o Le port permet la pêche sportive et la prise de poissons d'appât. o La biosurveillance sur le terrain de l'absorption de BPC par le poisson a révélé la présence de concentrations de BPC allant de valeurs inférieures au seuil de détection jusqu'à 460 ppb.
Lac Ontario				
Rivière Buffalo	Oui	Toutes les espèces	Multiples	o La principale source de contamination est constituée par les polluants *in situ*. o Des études effectuées en 1977 et en 1980 ont révélé la présence chez le poisson de concentrations de BPC, de DDT, d'aldrine/dieldrine, de chlordane et de mercure inférieures aux normes de la FDA. o Des avis relatifs à la consommation ont été émis en raison de la multiplicité des substances toxiques persistantes présentes chez le poisson, incluant des métaux lourds, des pesticides comme le mirex, l'aldrine/dieldrine, le DDT, des dioxines ainsi que des composés organiques industriels tels que les BPC, les chlorobenzènes et les HAP.
Ruisseau Eighteen Mile/ Port d'Olcott	Oui	Toutes les espèces	Multiples	o La principale source de contamination est constituée par les polluants *in situ*. o Les contaminants suivants ont été décelés chez le poisson : BPC, mirex, DDT, dieldrine, mercure et autres métaux lourds. o Des avis relatifs à la consommation ont été émis en raison de la multiplicité des substances toxiques persistantes présentes chez le poisson.
Baie Rochester	Oui	Toutes les espèces	Multiples	o La principale source de contamination est constituée par les polluants *in situ*. o Les concentrations de BPC et de pesticides chez les poissons prélevés près du littoral du lac Ontario, à Rochester, étaient inférieures aux seuils d'intervention de la FDA. o Des concentrations quantifiables de mirex ont été décelées chez toutes les espèces. o Des avis relatifs à la consommation ont été émis en raison de la multiplicité des substances toxiques persistantes présentes chez le poisson.
Rivière Oswego	Oui	Toutes les espèces	Multiples	o La principale source de contamination est constituée par les polluants *in situ*. o Des concentrations élevées de mercure, de mirex et de BPC ont été décelées chez le poisson de la rivière Oswego et du lac Ontario à la hauteur d'Oswego. o Les valeurs obtenues n'étaient pas très élevées, mais le degré général de contamination révèle l'existence d'un problème chronique. o Des avis relatifs à la consommation ont été émis en raison de la multiplicité des substances toxiques persistantes présentes chez le poisson.

TABLEAU 46 (suite) PROBLÈMES DE CONTAMINATION DES POISSONS DANS LES «SECTEURS PRÉOCCUPANTS» DES GRANDS LACS

Secteur préoccupant	Avis relatifs à la consommation de poisson	Espèces de poissons touchées	Contaminants visés	Détails
Baie de Quinte	Oui	Certaines espèces de pêche sportive	Mercure, mirex, BPC	o Des niveaux acceptables de contaminants étaient présents chez la plupart des espèces de poissons et des catégories de grande taille. o Des avis relatifs à la consommation ont été émis à l'égard des poissons de grande taille des espèces suivantes : doré, grand brochet, achigan à grande bouche, anguille d'Amérique, barbue de rivière et achigan à petite bouche.
Port Hope	Oui	Truite arc-en-ciel Truite brune	BPC	o La principale source de contamination est constituée par les polluants *in situ*. o On observe des concentrations élevées de BPC chez les truites arc-en-ciel et les truites brunes de grande taille. o Des radionuclides de la famille de l'uranium et du thorium ont été décelés dans les tissus des poissons; toutefois, compte tenu des concentrations mesurées, la consommation de poissons capturés dans le port ne devrait pas mener au dépassement de la dose limite stochastique qui a été établie pour la protection du public.
Port de Toronto	Oui	Certaines espèces de pêche sportive	Mercure, mirex, BPC	o Consommation restreinte en raison de la présence de BPC et de mirex provenant principalement de sources situées à l'extérieur du port de Toronto, ainsi que de mercure provenant probablement de sources naturelles. o Avis relatifs à la consommation de poissons de grande taille des espèces suivantes : touladi, truite brune, carpe, bar blanc, perchaude, alose à gésier, grand brochet et meunier noir.
Port de Hamilton	Oui	Certaines espèces de pêche sportive	Mirex, BPC	o Les contaminants proviennent des effluents urbains et industriels. o Avis de consommation restreinte de poissons de grande taille des espèces suivantes : baret, carpe, truite brune, malachigan et barbue de rivière.
Voies interlacustres				
Rivière St. Marys	Oui	Certaines espèces de pêche sportive	Mercure	o Avis relatifs à la consommation de meunier rouge et de meunier noir, de même que de poissons de grande taille de certaines espèces (touladi, grand brochet, doré), en raison de la présence de mercure provenant probablement de sources en amont (lac Supérieur). o Les parties comestibles des poissons capturés en eaux canadiennes ne contiennent pas de concentrations de BPC, de pesticides organochlorés et de dioxines supérieures aux lignes directrices de Santé et Bien-être social Canada. o Des concentrations décelables (en ppb) de certains HAP ont été observées chez certains poissons, notamment le meunier noir et la barbotte brune.
Rivière St. Clair	Oui	La plupart des espèces de pêche sportive	Mercure, pesticides, BPC	o Figurent au nombre des sources de contamination : les déversements antérieurs de mercure par une fabrique de chlore et de soude caustique (qui ont cessé en 1970), les polluants *in situ* et les effluents industriels. o Un avis relatif à la consommation d'aloses à gésier de plus de 25 cm a été émis par l'État du Michigan.

TABLEAU 46 (suite) PROBLÈMES DE CONTAMINATION DES POISSONS DANS LES «SECTEURS PRÉOCCUPANTS» DES GRANDS LACS

Secteur préoccupant	Avis relatifs à la consommation de poisson	Espèces de poissons touchées	Contaminants visés	Détails
				o Des avis relatifs à la consommation ont été émis par l'Ontario à l'égard des dorés, des meuniers noirs, des malachigans et des perchaudes de grande taille, en raison de leur contamination par le mercure, de même qu'à l'égard de la carpe et de l'alose à gésier, à cause de leur contamination par les BPC. o Les concentrations de mercure dans les parties comestibles (filets sans peau et sans arête) ont diminué considérablement entre 1970 et 1985; les concentrations de BPC ont aussi chuté. o Les queues à tache noire de l'année et les perchaudes prélevées en 1983 juste en aval du secteur de Sarnia affichaient des concentrations de BPC de 146 ppb; les concentrations de BPC chutaient à 25 ppb dans le secteur de l'Île Stag; on a aussi décelé du chlordane (11 ppb), du HCB (231 ppb) et de l'octachlorostyrène (OCS) (560 ppb); les concentrations de HCB et d'OCS étaient plus élevées que celles habituellement observées aux autres lieux de prélèvement sur des Grands Lacs; les concentrations élevées en OCS semblaient persister en aval jusqu'au delta de la rivière, alors que l'effet du HCB semblait plus localisé.
Rivière Detroit	Oui	Certaines espèces de pêche sportive	Mercure, BPC	o Les concentrations de mercure chez le poisson ont considérablement diminué grâce aux mesures de contrôle appliquées aux sources ponctuelles situées en amont et à la purge naturelle du réseau hydrographique; toutefois, les concentrations de mercure et de BPC demeurent élevées, et l'Ontario et le Michigan ont émis des avis relatifs à la consommation. o Des avis relatifs à la consommation de carpes ont été émis par l'Ontario et le Michigan en raison de leur contamination par les BPC. o L'Ontario a émis des avis relatifs à la consommation de poissons de grande taille de certaines espèces, notamment le doré, le malachigan et le crapet de roche, en raison des concentrations élevées de mercure, de BPC et d'autres contaminants organiques observés chez ces poissons.
Rivière Niagara	Oui	La plupart des espèces de pêche sportive	Mercure, mirex, BPC, autres contaminants organiques	o Les contaminants proviennent des effluents urbains et industriels, des eaux d'écoulement des décharges et des polluants *in situ*. o On a décelé des concentrations de mercure supérieures à 0,5 ppm chez les meuniers noirs de grande taille du chenal Chippawa, dans le cours supérieur de la rivière Niagara. o Concentrations de BPC supérieures à 2,0 ppm chez les carpes du chenal Tonawanda, dans le cours supérieur de la rivière Niagara. o Concentrations de BPC supérieures à 2,0 ppm chez les poissons de grande taille des espèces suivantes : anguille d'Amérique, touladi, saumon quinnat, truite arc-en-ciel, saumon coho, baret, meunier noir, barbue de rivière, malachigan, carpe et achigan à petite bouche. o Concentrations de mirex supérieures à 0,1 ppm chez les poissons de grande taille des espèces suivantes : anguille d'Amérique, truite arc-en-ciel, touladi, saumon coho et baret. o Aucune mise en garde n'a été émise par l'Ontario à l'égard des espèces suivantes : perchaude, doré, maskinongé, grand brochet, crapet de roche, barbotte brune, suceur rouge, éperlan arc-en-ciel et bar blanc.

TABLEAU 46 (suite) PROBLÈMES DE CONTAMINATION DES POISSONS DANS LES «SECTEURS PRÉOCCUPANTS» DES GRANDS LACS

Secteur préoccupant	Avis relatifs à la consommation de poisson	Espèces de poissons touchées	Contaminants visés	Détails
				o Arrêt de la pêche commerciale de l'anguille d'Amérique. o Nombre de produits chimiques organiques utilisés dans l'industrie et dans l'agriculture ont été décelés chez le poisson, dont les suivants : mirex, dieldrine/aldrine, DDT, dioxines, BPC, chlorobenzènes et HAP.
Fleuve Saint-Laurent	Oui	Certaines espèces de pêche sportive	Mercure, mirex, BPC	o Figurent au nombre des sources de contamination les déversements industriels antérieurs de mercure, de BPC et de plomb alkylé. o Concentrations élevées de mercure chez le doré, le grand brochet et les autres espèces prédatrices du fleuve Saint-Laurent, en aval du barrage Moses-Saunders; les concentrations ont diminué de façon considérable, mais elles demeurent supérieures aux concentrations de fond. o Concentrations élevées de BPC chez les barbues de rivière et les esturgeons de grande taille du fleuve Saint-Laurent, en aval du barrage Moses-Saunders. o Dans le passé, concentrations élevées de plomb organique chez le poisson du secteur de Maitland dans le cours supérieur du fleuve Saint-Laurent. o Concentrations de BPC supérieures à 2,0 ppm chez les carpes et les barbues de rivière de grande taille du fleuve Saint-Laurent, en amont du barrage Moses-Saunders. o Concentrations de mercure dépassant 0,5 ppm chez les poissons de grande taille des espèces prédatrices suivantes : grand brochet, achigan à petite bouche et doré. o Des avis relatifs à la consommation ont été émis par l'Ontario à l'égard des poissons de grande taille des espèces suivantes du lac Saint-François : doré, grand brochet, perchaude, meunier noir, achigan à petite bouche, esturgeon et barbue de rivière. o L'Ontario a émis des avis relatifs à la consommation à l'égard des poissons de grande taille des espèces suivantes provenant de diverses parties du fleuve Saint-Laurent, entre Iroquois et Cornwall : doré, barbotte brune, grand brochet, marigane noire, achigan à petite bouche, perchaude, meunier noir, baret et anguille d'Amérique. o L'Ontario a émis des avis relatifs à la consommation des poissons de grande taille des espèces suivantes provenant de diverses parties du fleuve Saint-Laurent, en amont d'Iroquois : grand brochet, carpe, barbotte brune, meunier noir, achigan à petite bouche, perchaude et barbue de rivière. o Des avis relatifs à la consommation de toutes les espèces de poissons sont en vigueur dans l'État de New York en raison de la multiplicité des substances toxiques persistantes présentes chez le poisson. o La pêche commerciale (carpe, meunier noir et anguille) est diminuée en raison de la présence de mercure et de BPC.

Source : CMI (1981, 1983a et b, 1985, 1987a et b).

7. REMERCIEMENTS

Nous désirons exprimer notre reconnaissance à M. Jerry Fitchko qui a rédigé la première ébauche de ce document. Nous tenons également à remercier M^{me} Julie Chouinard qui a réuni les données et préparé les nombreux graphiques qu'il contient.

8. BIBLIOGRAPHIE

ADAMS, W. J. et H. E. JOHNSON. «Survey of the selenium content in the aquatic biota of western Lake Erie», J. Great Lakes Res., n° 31, 1977, p. 10-14.

BAUMANN, P. C. et D. M. WHITTLE. «The status of selected organics in the Laurentian Great Lakes: an overview of DDT, PCBs, dioxins, furans and aromatic hydrocarbons», Aquat. Toxicol., n° 11, 1988, p. 241-257.

BROWNLEE, B. et W. M. J . STRACHAN. «Distribution of some organic compounds in the receiving waters of a kraft pulp and paper mill», J. Fish. Res. Board Can., n° 34, 1977, p. 830-837.

CAMANZO, J., C. P. RICE, D. J. JUDE et R. ROSSMANN. «Organic priority pollutants in nearshore fish from 14 Lake Michigan tributaries and embayments, 1983», J. Great Lakes Res., n° 13, 1987, p. 296-309.

CLARK, J. R., D. DeVAULT, R. J. BOWDEN et J. A. WEISHAAR. «Contaminant analysis of fillets from Great Lakes coho salmon, 1980», J. Great Lakes Res., n° 10, 1984, p. 38-47.

COMMISSION MIXTE INTERNATIONALE (CMI). *Rapport de 1981 sur la qualité de l'eau dans les Grands Lacs et annexes*, rapport du Conseil de la qualité de l'eau des Grands Lacs à la CMI, 1981.

COMMISSION MIXTE INTERNATIONALE (CMI). *Rapport de 1983 sur la qualité de l'eau dans les Grands Lacs*, rapport du Conseil de la qualité de l'eau des Grands Lacs à la CMI, 1983a, 97 p.

COMMISSION MIXTE INTERNATIONALE (CMI). *Rapport de 1983 sur la qualité de l'eau dans les Grands Lacs*, annexe A, «Secteurs préoccupants» dans le bassin des Grands Lacs», mise à jour de 1983 sur les secteurs de classe A, rapport du Conseil de la qualité de l'eau des Grands Lacs à la CMI, 1983b, 113 p.

COMMISSION MIXTE INTERNATIONALE (CMI). *Rapport de 1985 sur la qualité de l'eau dans les Grands Lacs*, rapport du Conseil de la qualité de l'eau des Grands Lacs à la CMI, 1985, 212 p.

COMMISSION MIXTE INTERNATIONALE (CMI). *Rapport de 1987 sur la qualité de l'eau dans les Grands Lacs*, rapport du Conseil de la qualité de l'eau des Grands Lacs à la CMI, 1987a, 236 p.

COMMISSION MIXTE INTERNATIONALE (CMI). *Rapport de 1987 sur la qualité de l'eau dans les Grands Lacs*, annexe A, «Progrès dans le développement de plans de redressement pour les «secteurs préoccupants» dans les Grands Lacs», rapport du Conseil de la qualité de l'eau des Grands Lacs à la CMI, 1987b, 208 p.

COPELAND, R. A. et J. C. AYERS. *Trace Element Distributions in Water, Sediment, Phytoplankton, Zooplankton and Benthos of Lake Michigan: A Baseline Study with Calculations of Concentrations Factors and Buildup of Radioisotopes in the Food Web*, rapport de l'Environmental Research Group Inc., 1972, 271 p.

COPELAND, R.A., R.H. BEETHE et W.W. PRATER. *Trace Element Distributions in Lake Michigan Fish: A Baseline Study with Calculations of Concentration Factors and Equilibrium Radioisotope Distributions*, rapport de l'Environmental Research Group Inc., 1973, 139 p.

DeVAULT, D.S. «Contaminants in fish from Great Lakes harbors and tributary mouths», Arch. Environ. Contam. Toxicol., n° 14, 1985, p. 587-594.

DeVAULT, D.S., W.A. WILLFORD, R.H. HESSELBERG, D.A. NORTRUPT, E.G.S. RUNDBERG, A.K. ALWAN et C. BAUTISTA. «Contaminant trends in lake trout (*Salvelinus namaycush*) from the Upper Great Lakes», Arch. Environ. Contam. Toxicol., n° 15, 1986, p. 349-356.

DeVAULT, D.S., W. DUNN, P. BERQUIST, K. WIBERG et C. RAPPE. «Polychlorinated dibenzofurans and Polychlorinated dibenzo-p-dioxins in Great Lakes fish: A baseline and interlake comparison», Env. Tox. and Chem., n° 8, 1989, p. 1013-1022.

DICKMAN, M., J. SMOL et P. STEEL. «The impact of industrial shock loading on selected biocoenoses in the lower Welland River, Ontario», Water Poll. Res. J. Can., n° 15, 1980, p. 17-31.

DORKIN, J., P. ROSS, M.S. HENEBRY, J. MILLER et M. WETZEL. *Biological and Toxicological Investigations of Chicago Area Navigation Projects*, rapport commandé par l'Illinois Natural History Survey, 1988, 140 p.

EADIE, B.J., P.F. LANDRUM et W. FAUST. «Polycyclic aromatic hydrocarbons in sediments, pore water and the amphipod *Pontoporeia hoyi* from Lake Michigan», Chemosphere, n° 11, 1982a, p. 847-858.

EADIE, B.J., W. FAUST, W.S. GARDNER et T. NALEPA. «Polycyclic aromatic hydrocarbons in sediments and associated benthos in Lake Erie», Chemosphere, n° 11, 1982b, p. 185-191.

EISENREICH, S.J., B.B. LOONEY et J.D. THORNTON. «Airborne organic contaminants in the Great Lakes ecosystem», Environ. Sci. Technol., n° 15, 1981, p. 30-38.

ENVIRONNEMENT CANADA. *Upper Great Lakes Connecting Channels Study*, 1988.

EVANS, M.S., R.W. BATHELT et C.P. RICE. «PCBs and other toxicants in *Mysis relicta*, Hydrobiologia, n° 93, 1982, p. 205-215.

FOX, M.E., J.H. CAREY et B.G. OLIVER. «Compartmental distribution of organochlorine contaminants in the Niagara River and the western basin of Lake Ontario», J. Great Lakes Res., n° 9, 1983, p. 287-294.

GLOOSCHENKO, W.A., W.M.J. STRACHAN et R.C.J. SAMPSON. «Distribution of pesticides and polychlorinated biphenyls in water, sediments and seston of the upper Great Lakes - 1974», Pestic. Monit. J., n° 10, 1976, p. 61-67.

HAILE, C.L., G.D. VEITH, G.F. LEE et W.C. BOYLE. «Chlorinated Hydrocarbons in the Lake Ontario Ecosystem (IFYGL), U.S. Environmental Protection Agency, EPA n° 660/3-75-022, 1975, 28 p.

HARLOW, H.E. et P.V. HODSON. «Chemical Contamination of Hamilton Harbour: A Review», Can. Tech. Rept. Fish. Aquat. Sci., n° 1603, 1988, 91 p.

HELMKE, P. A., R.D. KOONS et I.K. ISKANDAR. *An Assessment of the Environmental Effects of Dredged Material Disposal in Lake Superior, volume V, Trace Element Study*, rapport définitif, Marine Studies Center, University of Wisconsin, Madison (Wisc.), 1976, 148 p.

HESSELBERG, R.J., D.A. NORTRUP et W.A. WILLFORD. «Contaminant residues in the bloater (*Coregonus hoyi*) of Lake Michigan, 1969-1986», J. Great Lakes Res., article soumis pour publication, 1988.

HODSON, P.V., D.M. WHITTLE et D.J. HALLETT. «Selenium contamination of the Great Lakes and its potential effects on aquatic biota». Dans : *Toxic Contaminants in the Great Lakes*, J.O. NRIAGU et M.S. SIMMONS (réd.), Toronto, John Wiley & Sons, 1984a, p. 371-391.

HODSON, P.V., D.M. WHITTLE, P.T.S. WONG, U. BORGMANN, R.L. THOMAS, Y.K. CHAU, J.O. NRIAGU et D.J. HALLETT. «Lead contamination of the Great Lakes and its potential effects on aquatic biota». Dans : *Toxic Contaminants in the Great Lakes*, J.O.NRIAGU et M.S. SIMMONS (réd.), Toronto, John Wiley & Sons, 1984b, p. 335-369.

JAFFE, R., E.A. STEMMLER, B.D. EITZER et R.A. HITES. «Anthropogenic, polyhalogenated, organic compounds in sedentary fish from Lake Huron and Lake Superior tributaries and embayments», J. Great Lakes Res., n° 11, 1985, p. 156-162.

JAFFE, R. et R.A. HITES. «Anthropogenic, polyhalogenated, organic compounds in non-migratory fish from the Niagara River area and tributaries to Lake Ontario», J. Great Lakes Res., n° 12, 1986, p. 63-71.

JOHNSON, A.F. *Contaminants in the Edible Portions of Lake Ontario Sport Fish*, rapport préliminaire du ministère de l'Environnement de l'Ontario (MEO), 1988.

KAUSS, P.B., M. GRIFFITHS et A. MELCIC. «Use of freshwater clams in monitoring trace contaminant source areas». Dans : *Proceedings of the Technology Transfer Conference No. 2*, Comité consultatif de la recherche du MEO, 1981, p. 371-378.

KAUSS, P.B. et Y.S. HAMDY. «Biological monitoring of organochlorine contaminants in the St. Clair and Detroit Rivers using introduced clams, *Elliptio complanatus*», J. Great Lakes Res., n° 11, 1985, p. 247-263.

KONASEWICH, D., W. TRAVERSY et H. ZAR. *Status Report on Organic and Heavy Metal Contaminants in the Lakes Erie, Michigan, Huron and Superior Basins - Appendix E*, Conseil de la qualité de l'eau des Grands Lacs de la CMI, 1978, 373 p.

LOW, P.A. *Upstream Transport of the Lake Ontario Contaminant, Mirex, by Pacific Salmon (Oncorhynchus spp.) in Tributaries of the Salmon River, New York*, thèse inédite pour l'obtention d'une M. Sc., State University of New York, Syracuse (New York), 106 p.

MURPHY, T.J. et C.P. RZESZUTKO. «Precipitation of Inputs of PCBs to Lake Michigan», J. Great Lakes Res., n° 3, 1977, p. 305-312.

NALEPA, T.F. et P.F. LANDRUM. «Benthic invertebrates and contaminant levels in the Great Lakes: effect, fate, and role in cycling. Dans : *Toxic contaminants and ecosystem health; a Great Lakes focus*, M. S. EVANS (réd.), Toronto, John Wiley & Sons Inc., 1988, p. 77-102.

NIAGARA RIVER TOXICS COMMITTEE. *Report of the Niagara River Toxics Committee*, EPA et NYDEC (É.-U.), MEO et Environnement Canada, 1984.

ONTARIO, GOUVERNEMENT DE L'ONTARIO. *Health Implications of Contaminants in Fish*, 1977.

ONTARIO, MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT ET MINISTÈRE DES RICHESSES NATURELLES (MEO et MRN). *Guide pour la consommation du poisson gibier de l'Ontario*, 1987, 297 p.

ONTARIO, MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT ET MINISTÈRE DES RICHESSES NATURELLES (MEO et MRN). *Guide pour la consommation du poisson gibier de l'Ontario*, 1990, 161 p.

PERSAUD, D., T.D. LOMAS et A. HAYTON. *The In-Place Pollutants Program*, volume III, «Phase I Studies», rapport du MEO, 1987, 94 p.

PETTY, J.D., D.L. STALLING, L.M. SMITH et J.L. JOHNSON. «Occurrence and potential impact of PCDFs and PCDDs in aquatic ecosystems». Dans : *Trace Substances in Environmental Health - XVII, A Symposium*, D.D. Hemphill (réd.), University of Missouri, Columbia (Miss.), 1983, p. 96-102.

PUGSLEY, C.W., P.D.N. HÉBERT et P.M. McQUARRIE. «Distribution of contaminants in clams and sediments from the Huron-Erie corridor. II - Lead and cadmium», J. Great Lakes Res., n° 14, 1988, p. 356-368.

SKINNER, L.C. *Great Lakes Nearshore Fish Contaminant Surveillance. Interim Project Report*, New York State Department of Environmental Conservation, Albany (New York), 1986.

SKOCH, E.J. et C.S. SIKES. «Mercury concentrations in chironomid larvae and sediments from Sandusky Bay of Lake Erie: evidence of seasonal cycling of mercury». Dans : *Proceedings of the 16th Conference on Great Lakes Research*, 1973, p. 183-189.

SMITH, V.E., J.M. SPURR, T.C. FILKINS et J.J. JONES. «Organochlorine contaminants of wintering ducks foraging on Detroit River sediments», J. Great Lakes Res., n° 11, 1985, p. 231-246.

ST. AMANT, J.R., M.E. PARISO et T.B. SHEFFY. *Final Report on the Toxic Substances Survey of Lakes Michigan, Superior and Tributary Streams*, rapport du Wisconsin Department of Natural Resources, 1983, 31 p.

SUNS, K., G.E. CRAWFORD, D.D. RUSSELL et R.E. CLEMENT. *Temporal Trends and Spatial Distribution of Organochlorine and Mercury Residues in Great Lakes Spottail Shiners (1975-1983)*, rapport du MEO, 1985, 43 p.

SUNS, K. «Present status and temporal trends of organochlorine contaminants in young-of-the-year spottail shiners (*Notropus Hudsonius*) from Lake Ontario», Can. J. Fish. Aquat. Sci., sous presse.

VEITH, G. D. *Chlorinated Hydrocarbons in Fish from Lake Michigan*, EPA (É.-U.), Water Quality Office, Project No. 16020 PBE, 1973, 129 p.

VEITH, G. D., D. W. KUEHL, F. A. PUGLISI, G. E. GLASS et J. G. EATON. «Residues of PCBs and DDT in the western Lake Michigan ecosystem», Arch. Environ. Contam. Toxicol., n° 5, 1977, p. 487-499.

WALTERS, L. J., C. E. HERDENDORF, L. J. CHARLESWORTH, Jr., H. K. ANDERS, W.B. JACKSON, E. J. SKOCH, D. K. WEBB, T. L. KOVACIK et C. S. SIKES. «Mercury contamination and its relation to other physico-chemical parameters in the western basin of Lake Erie». Dans : *Proceedings of the 15th Conference on Great Lakes Research*, 1972, p. 306-316.

WHITTLE, D. M. et J. D. FITZSIMONS. «The influence of the Niagara River on contaminant burdens of Lake Ontario biota», J. Great Lakes Res., n° 9, 1983, 295-302.

WHITTLE, D. M. «Great Lakes zonal overview», communication présentée à l'atelier sur les produits chimiques dangereux du ministère des Pêches et des Océans, tenu à Burlington, en Ontario, du 10 au 12 septembre, 1985a, 9 p.

WHITTLE, D. M. «Trends in Contaminant Burdens of the Lake Ontario Fish Community and Its Forage Base», ministère des Pêches et des Océans, Direction de la recherche sur les pêches dans les Grands Lacs, texte inédit, 1985b, 15 p.

WHITTLE, D. M. «Trends in Contaminant Burdens of the Lake Superior Fish Community and Its Forage Base», ministère des Pêches et des Océans, Direction de la recherche sur les pêches dans les Grands Lacs, texte inédit, 1985c, 14 p.

WHITTLE, D. M. «Lake Ontario Fish Contaminant Trends, 1977-1985», ministère des Pêches et des Océans, Laboratoire des Grands Lacs pour les pêches et les sciences aquatiques, texte inédit, 1986, 4 p.

WHITTLE, D. M. «Trends in Contaminant Burdens of the Lake Huron Open Lake Fish Community», ministère des Pêches et des Océans, Laboratoire des Grands Lacs pour les pêches et les sciences aquatiques, texte inédit, 1987, 4 p.

WONG P. T. S., Y. K. CHAU, J. YAROMICH, P. HODSON et M. WHITTLE. «Alkyllead Contaminations in the St. Lawrence River and St. Clair River (1981-1987)», Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci., n° 1602, 1988, 134 p.

LAC ONTARIO

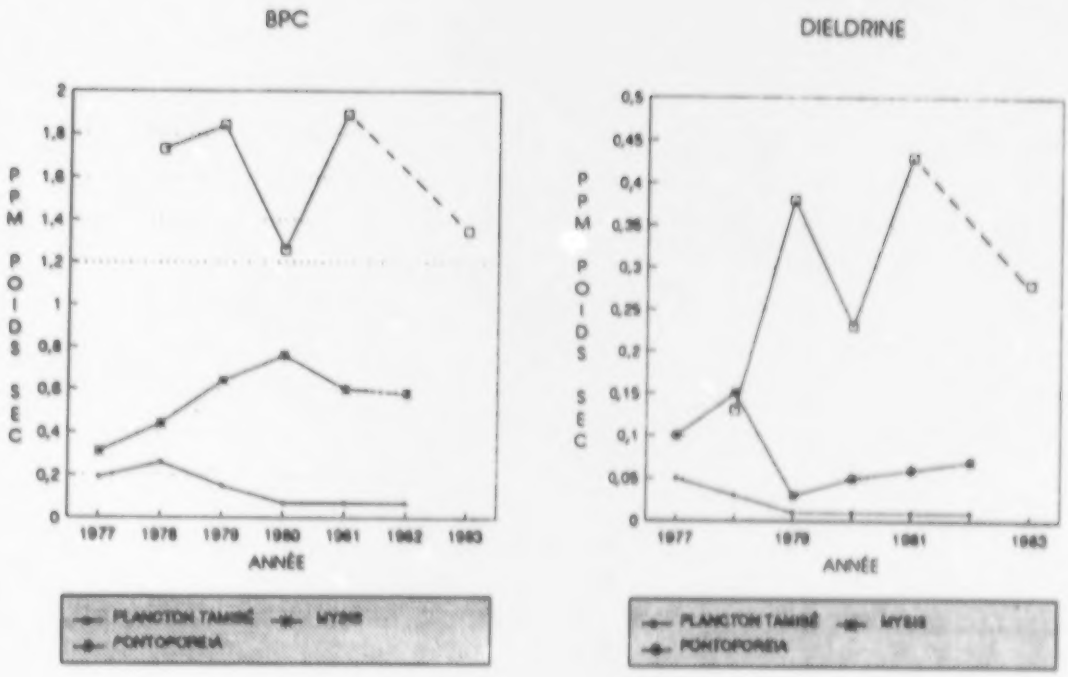


Figure 1

Concentrations moyennes (en ppm, poids sec) de résidus organochlorés chez les invertébrés du lac Ontario : plancton tamisé, *Mysis* et *Pontoporeia*

Note : Lorsque les données ne sont pas disponibles pendant plusieurs années consécutives, des lignes pointillées servent à indiquer la tendance estimative.

Source : Ministère des Pêches et des Océans.

LAC ONTARIO

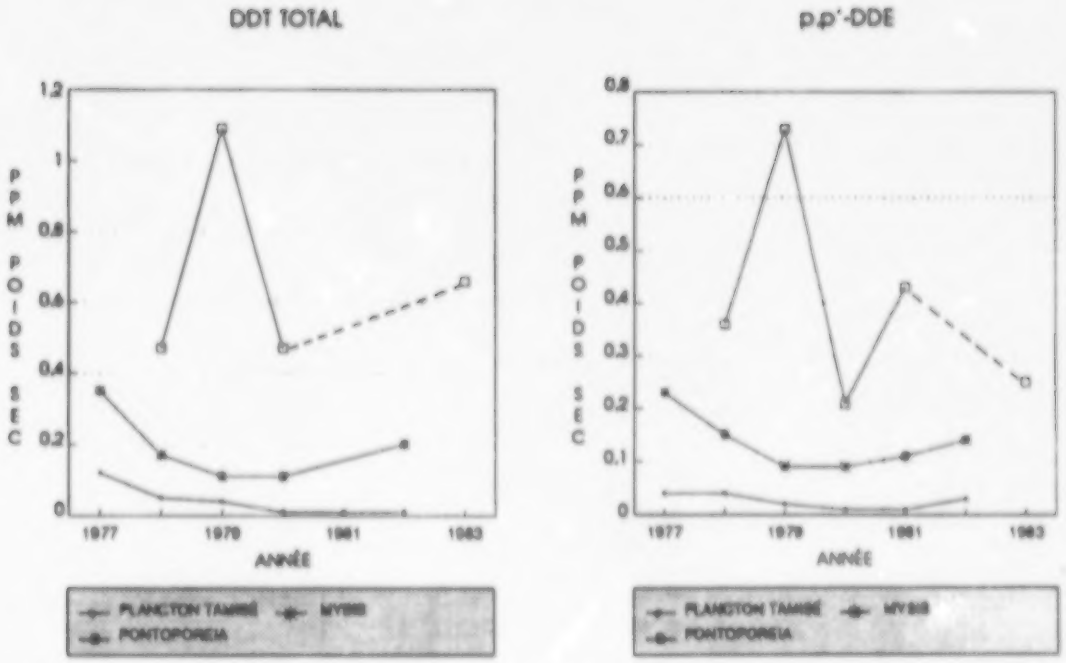


Figure 1 (suite)

LAC ONTARIO

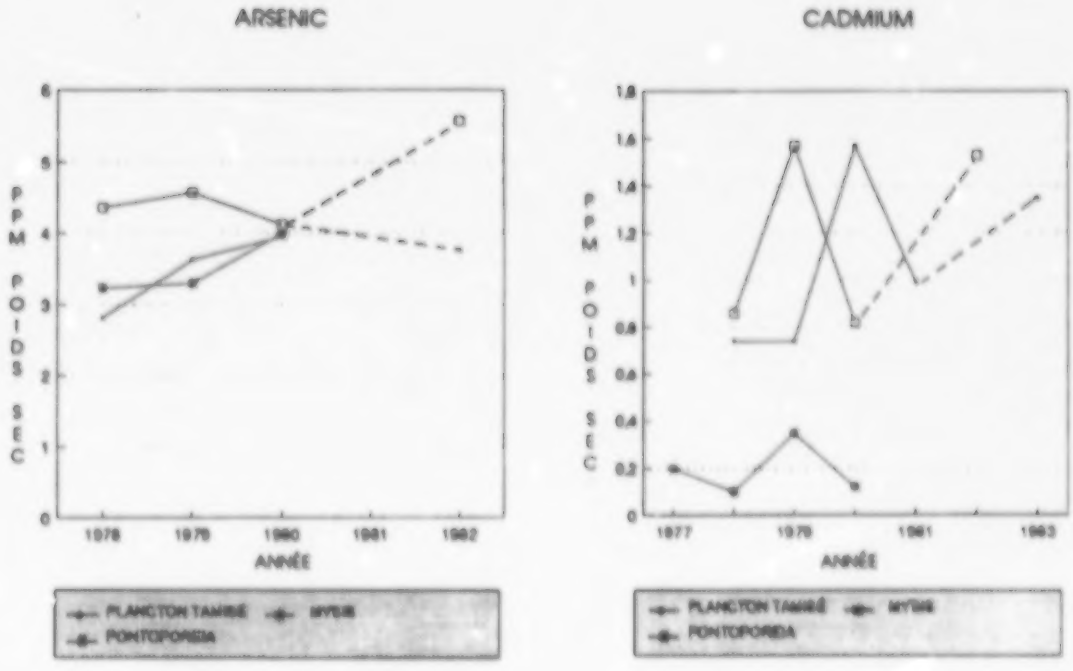


Figure 2

Concentrations moyennes (en ppm, poids sec) de métaux lourds chez les invertébrés du lac Ontario

Note : Lorsque les données ne sont pas disponibles pendant plusieurs années consécutives, des lignes pointillées servent à indiquer la tendance estimative.

Source : Ministère des Pêches et des Océans.

LAC ONTARIO

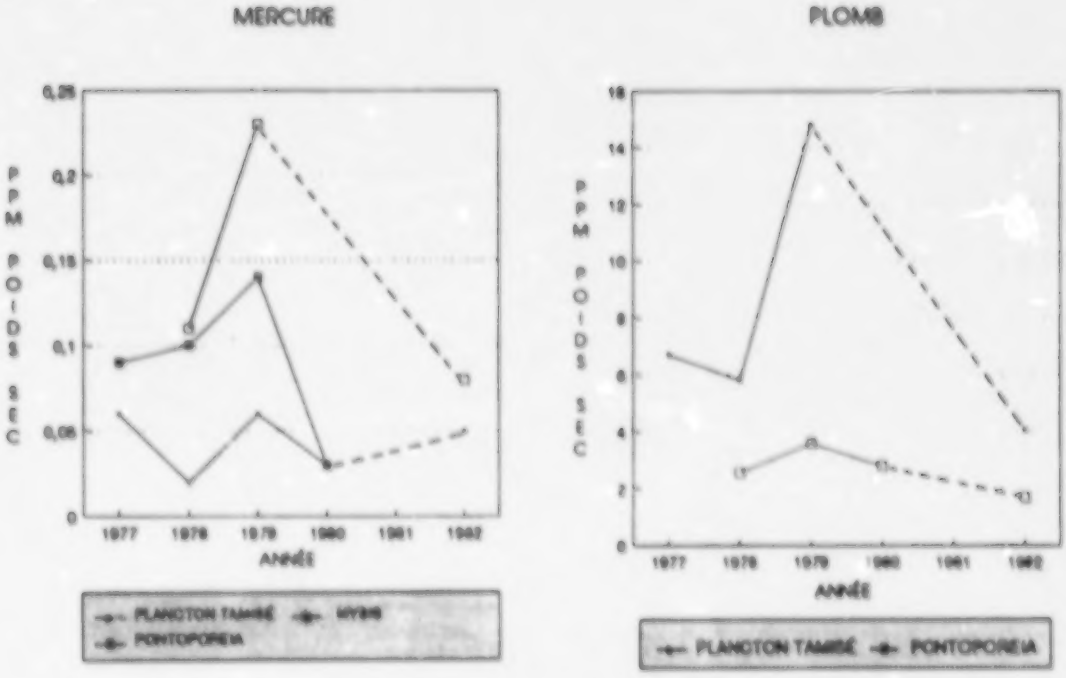


Figure 2 (suite)

Figure 3

Lieux d'échantillonnage des poissons des eaux du large

Note : Espèces de poissons des eaux du large mentionnées dans le rapport : touladi, doré, éperlan arc-en-ciel et cisco de fumage. Espèces de poissons prélevées dans le fleuve Saint-Laurent : carpe, meunier noir et barbotte brune.

Sources : M. Whittle, Ministère des Pêches et des Océans
U.S. Fish and Wildlife Service.

LAC ONTARIO

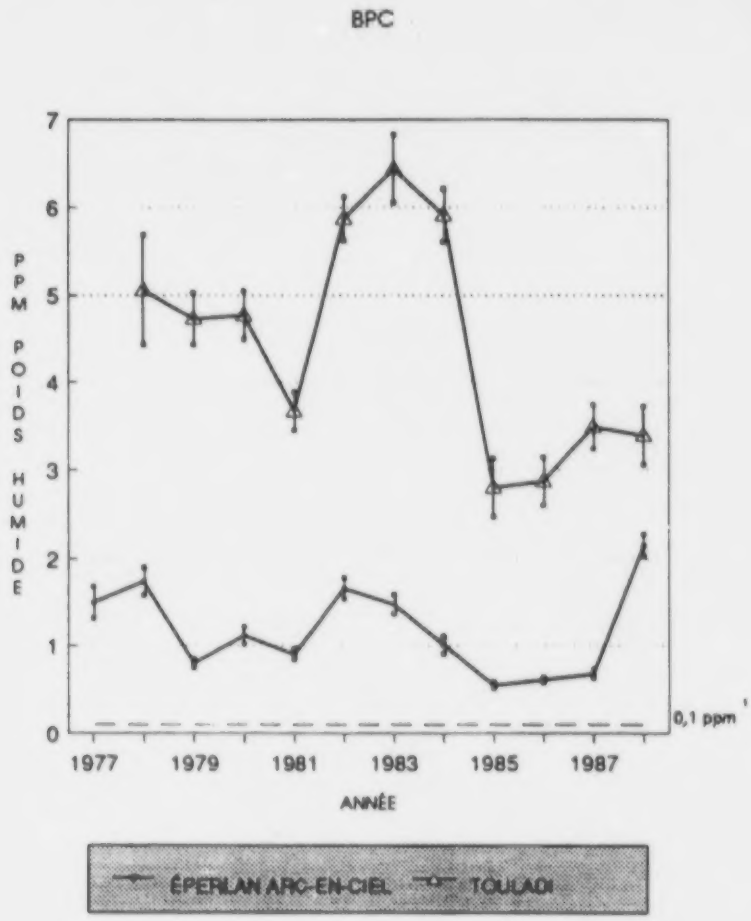


Figure 4

Concentrations moyennes de BPC (en ppm, poids humide, ± erreur type) chez l'éperlan arc-en-ciel et le touladi entiers (âgés de 4 ans) du lac Ontario

1. Objectif de l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs pour le poisson entier.

Source : Ministère des Pêches et des Océans.

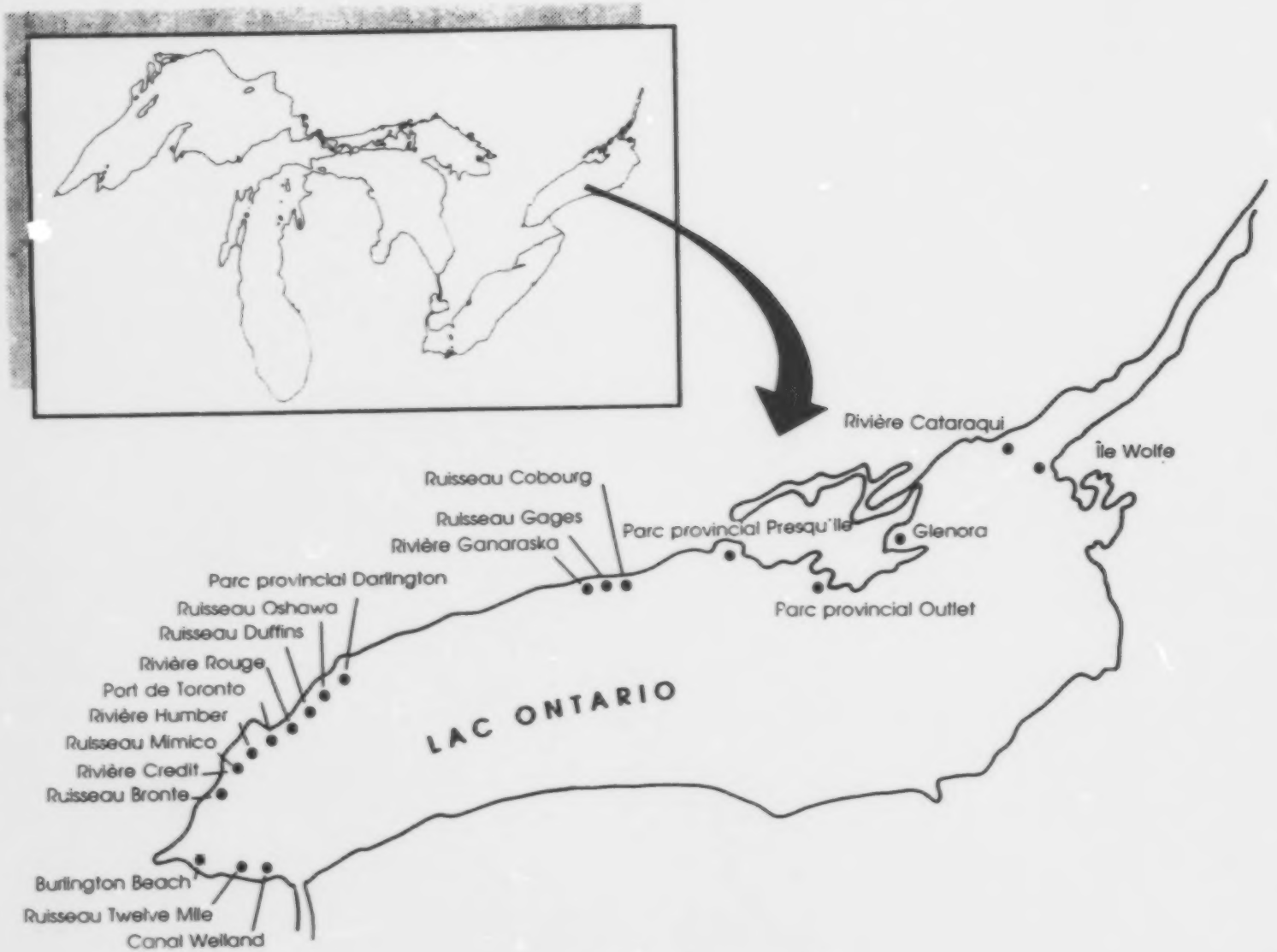


Figure 5

Lieux d'échantillonnage des queues à tache noire de l'année dans le lac Ontario

LAC ONTARIO

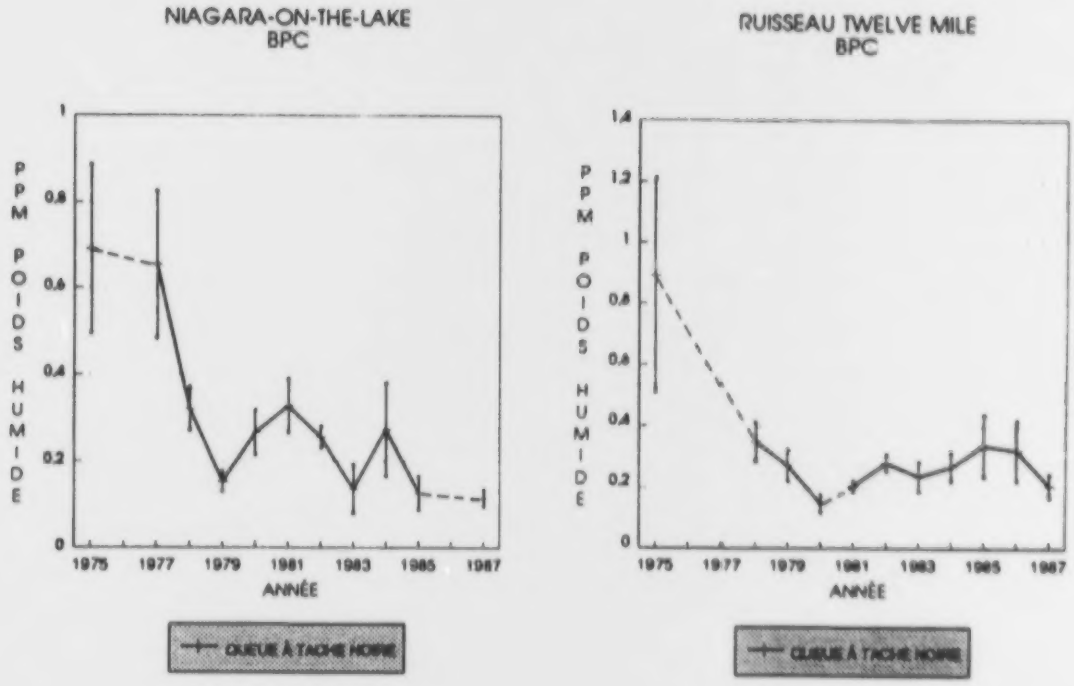


Figure 6

Concentrations moyennes de BPC chez des queues à tache noire de l'année prélevées à quatre endroits dans le lac Ontario (en ppm, poids humide, ± écart type)

Note : Lorsque les données ne sont pas disponibles pendant plusieurs années consécutives, des lignes pointillées servent à indiquer la tendance estimative.

Source : K. Suns, sous presse.

LAC ONTARIO

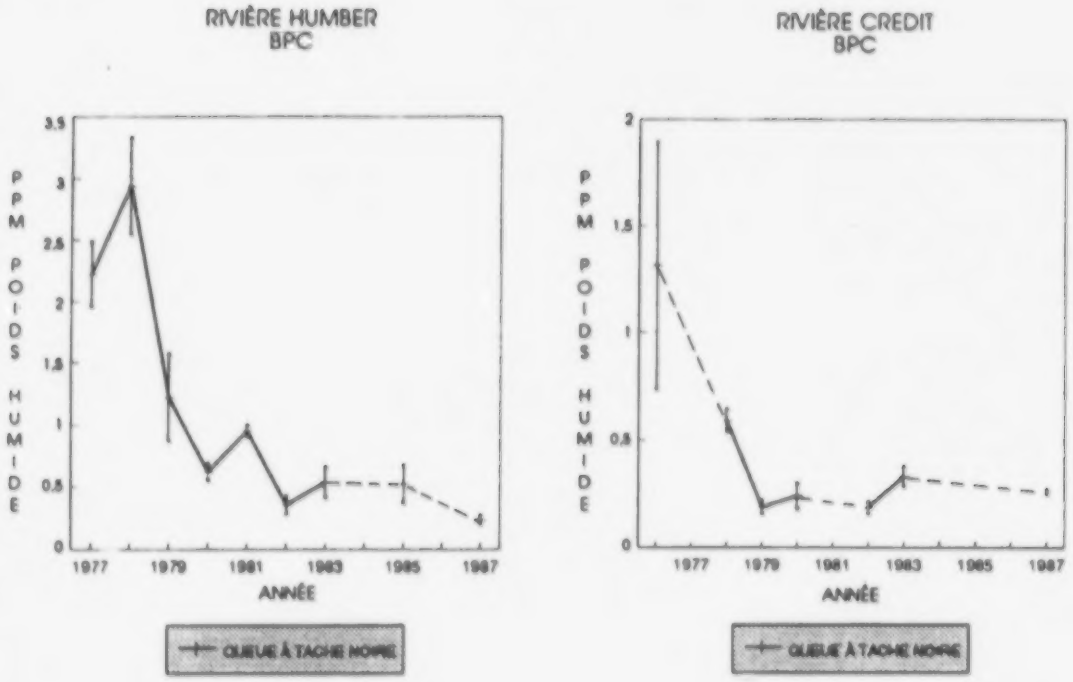


Figure 6 (suite)

LAC ONTARIO

RIVIÈRE CREDIT
BPC

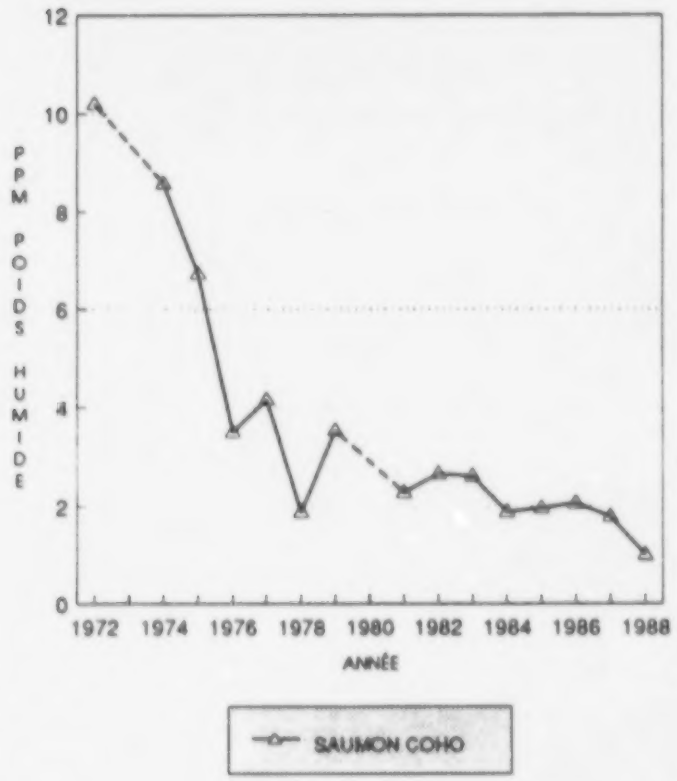


Figure 7

Concentrations de BPC totaux dans les tissus maigres du muscle dorsal de saumons coho prélevés dans la rivière Credit, qui se jette dans le lac Ontario

Sources : Ministère des Richesses naturelles de l'Ontario;
Ministère de l'Environnement de l'Ontario (données inédites).

LAC ONTARIO

MIREX[1]

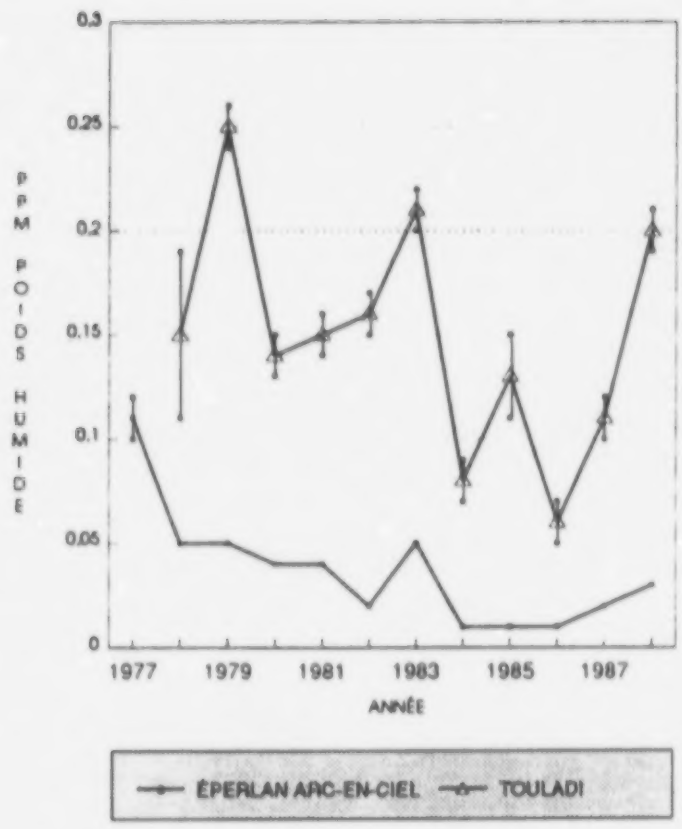


Figure 8

Concentrations moyennes de mirex chez l'éperlan arc-en-ciel et le touladi entiers (âgés de 4 ans) du lac Ontario (en ppm, poids humide, ± erreur type)

1. Selon l'objectif de l'ARQEGL, le mirex doit être «essentiellement absent» de la chair du poisson (concentration moindre que le seuil de détection).

Source : Ministère des Pêches et des Océans.

LAC ONTARIO

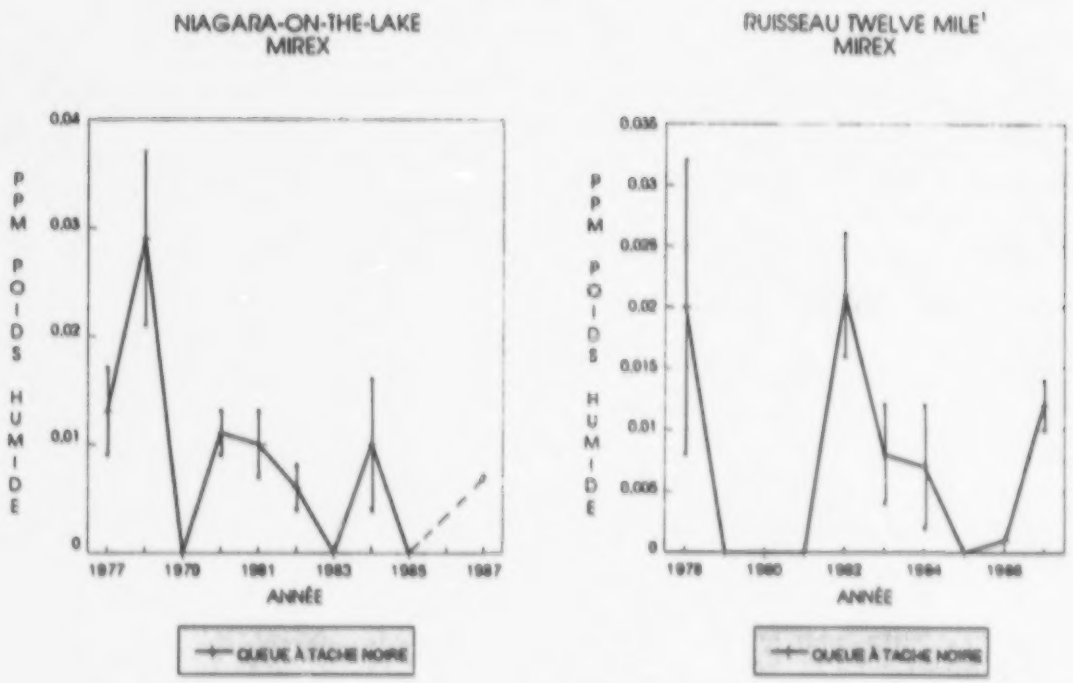


Figure 9

Concentrations moyennes de mirex chez des queues à tache noire de l'année prélevées à deux endroits dans le lac Ontario (en ppm, poids humide, ± écart type)

1. Les concentrations observées entre 1979 et 1981 ainsi qu'en 1985, étaient inférieures au seuil de détection.

Note : Lorsque les données ne sont pas disponibles pendant plusieurs années consécutives, des lignes pointillées servent à indiquer la tendance estimative.

Source : K. Suns, sous presse.

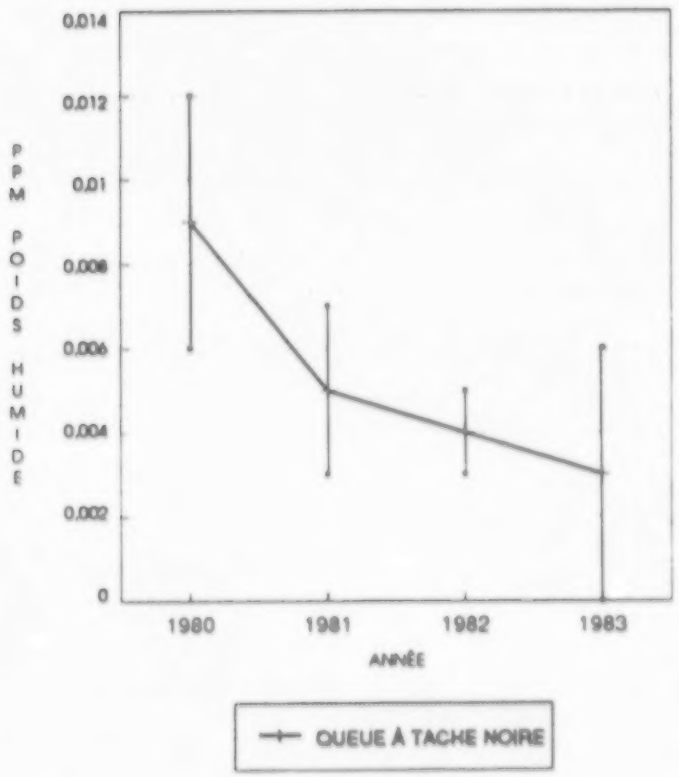


Figure 10

Concentrations moyennes de HCB chez des queues à tache noire de l'année prélevées à Niagara-on-the-Lake (en ppm, poids humide, ± écart type)

Source : K. Suns, sous presse.

Figure 11

Concentrations moyennes de dieldrine chez l'éperlan arc-en-ciel et le touladi entiers (âgés de 4 ans) du lac Ontario (en ppm, poids humide, ± erreur type)

Source : Ministère des Pêches et des Océans.

LAC ONTARIO
DDT

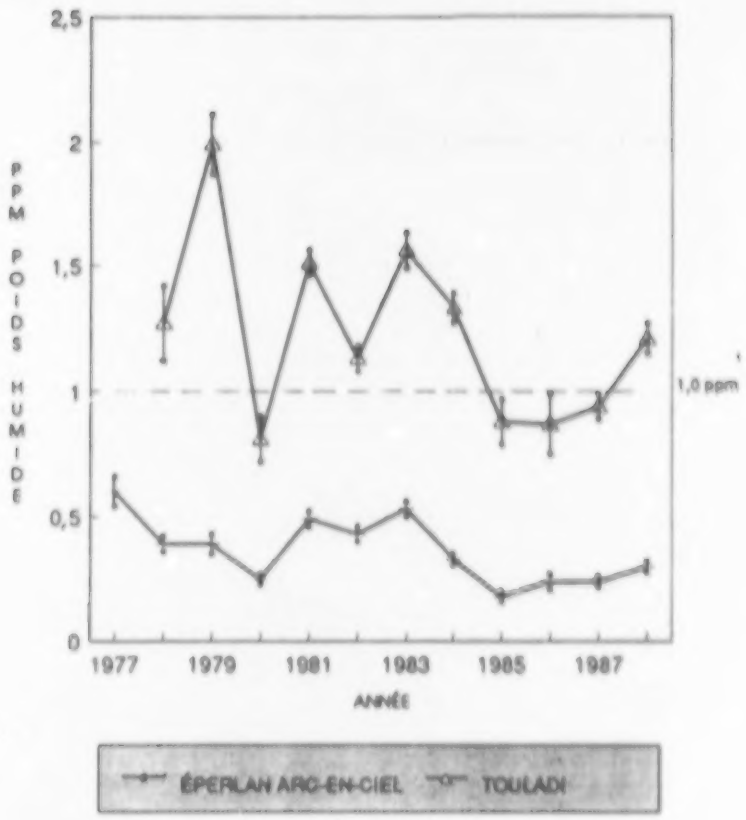


Figure 12

Concentrations moyennes de DDT chez l'éperlan arc-en-ciel et le touladi entiers du lac Ontario (en ppm, poids humide, ± erreur type)

1. Objectif de l'ARQEGL pour le poisson entier.

Source : Ministère des Pêches et des Océans.

LAC ONTARIO
p,p'-DDE

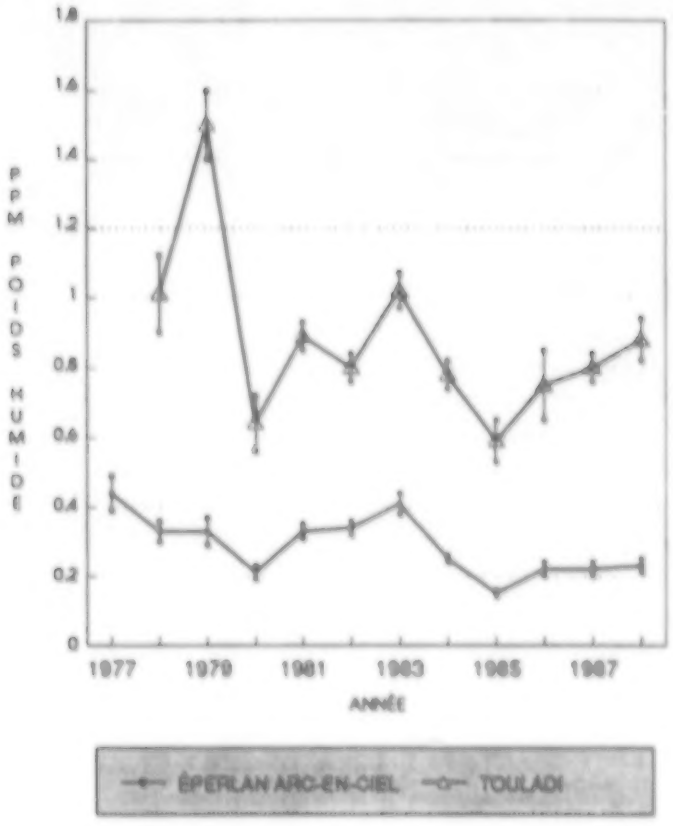


Figure 13

Concentrations moyennes de p,p'-DDE chez l'éperlan arc-en-ciel et le touladi entiers (âgés de 4 ans) du lac Ontario (en ppm, poids humide, ± erreur type)

Source : Ministère des Pêches et des Océans.

LAC ONTARIO

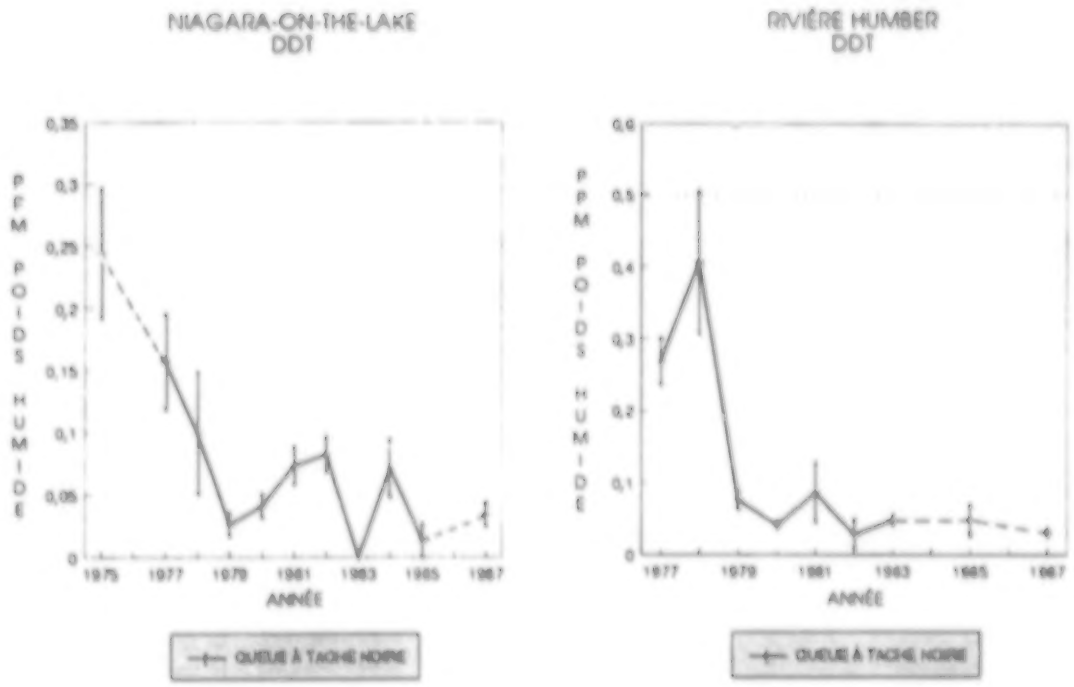


Figure 14

Concentrations moyennes de DDT chez des queues à tache noire de l'année prélevées à trois endroits dans le lac Ontario (en ppm, poids humide, ± écart type)

Note : Lorsque les données ne sont pas disponibles pendant plusieurs années consécutives, des lignes pointillées servent à indiquer la tendance estimative.

Source : K. Suns, sous presse.

LAC ONTARIO

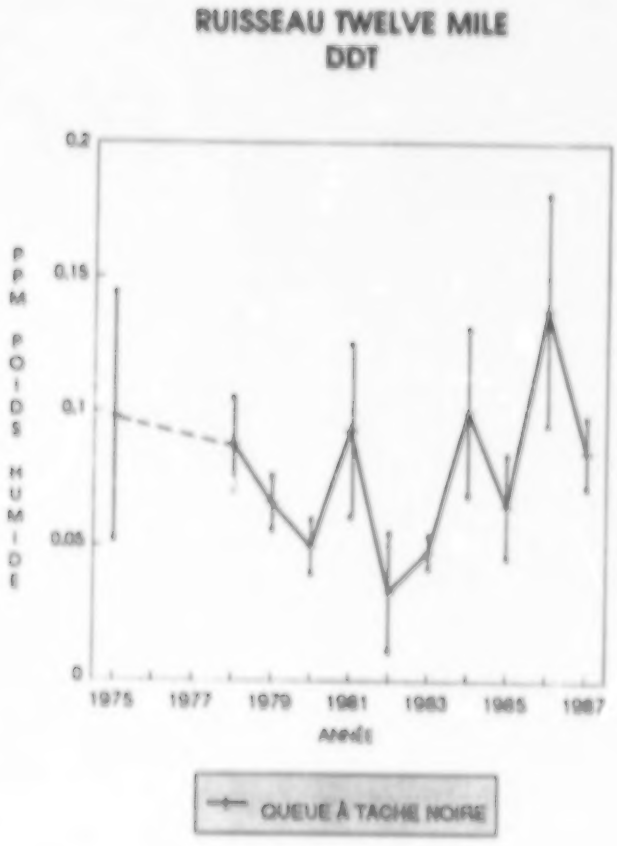


Figure 14 (suite)

LAC ONTARIO

2,3,7,8-TCDD

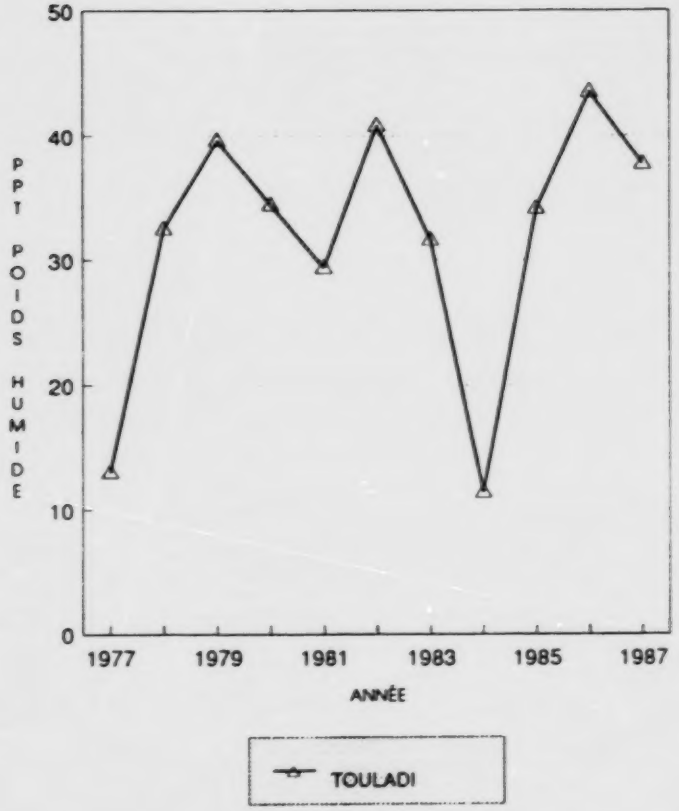
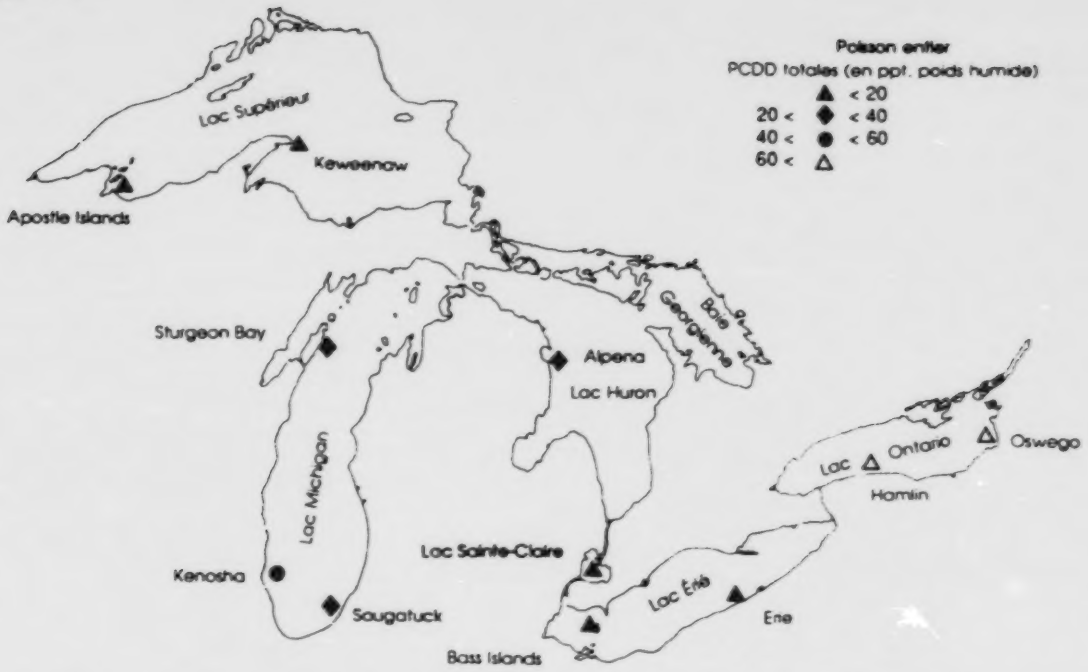


Figure 15

Concentrations moyennes de 2,3,7,8-TCDD chez le touladi entier (âgé de 4 ans) du lac Ontario (en ppt, poids humide)

Source : Ministère des Pêches et des Océans.

Figure 16



Distribution spatiale des polychloro-dibenzo-p-dioxines totales chez le poisson entier des Grands Lacs

Note : Le congénère 2,3,7,8 représentait 76 % des PCDD totales observées chez le poisson du lac Ontario; ce congénère est toutefois moins important dans le lac Sainte-Claire (36 %) et dans le lac Huron (32 %), et sa contribution chute à moins de 20 % chez le poisson des lacs Supérieur, Michigan et Érié.

Source : F.C. Baumann et D.M. Whittle, 1988.

Figure 17

Distribution spatiale des polychloro-dibenzofuranes totaux chez le poisson entier des Grands Lacs

Note : Le congénère 2,3,7,8-TCDF intervient pour la majeure partie des concentrations de PCDD observées chez le poisson des lacs Supérieur, Huron, Michigan, Sainte-Claire et Érié. Les échantillons du lac Ontario renfermaient avant tout du 2,3,4,7,8-PeCDF, suivi du 2,3,7,8-TCDF.

Source : F.C. Baumann et D.M. Whittle, 1988.

LAC ONTARIO

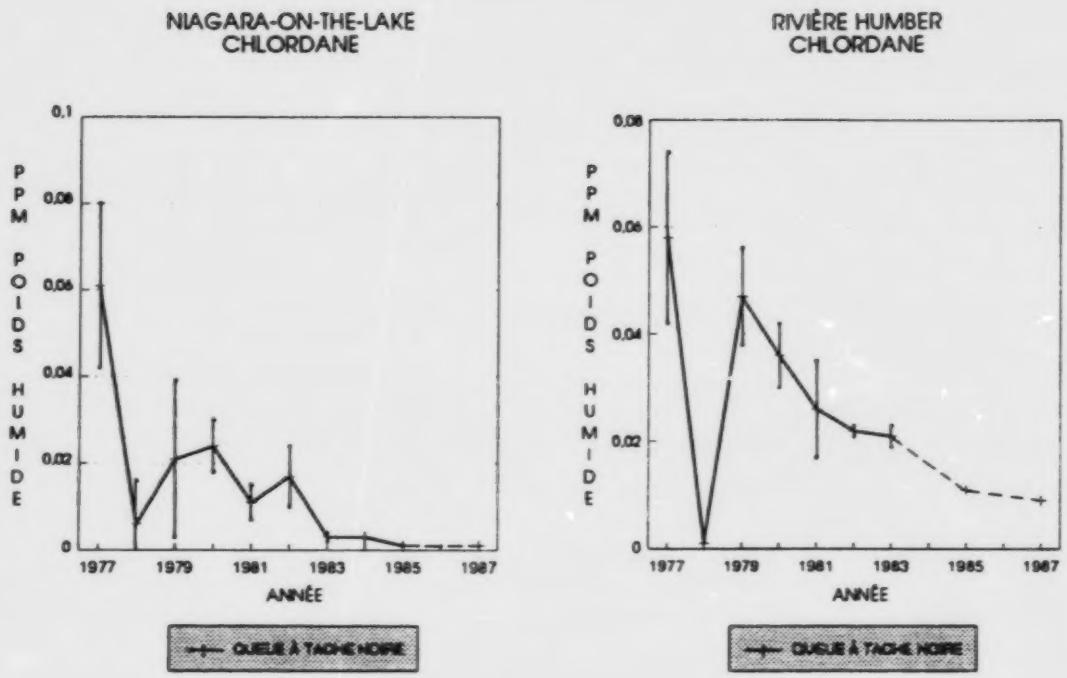


Figure 18

Concentrations moyennes de chlordane chez des queues à tache noire de l'année prélevées à deux endroits dans le lac Ontario (en ppm, poids humide, ± écart type)

Note : Lorsque les données ne sont pas disponibles pendant plusieurs années consécutives, des lignes pointillées servent à indiquer la tendance estimative.

Source : K. Suns, sous presse.

LAC ONTARIO

MERCURE[1]

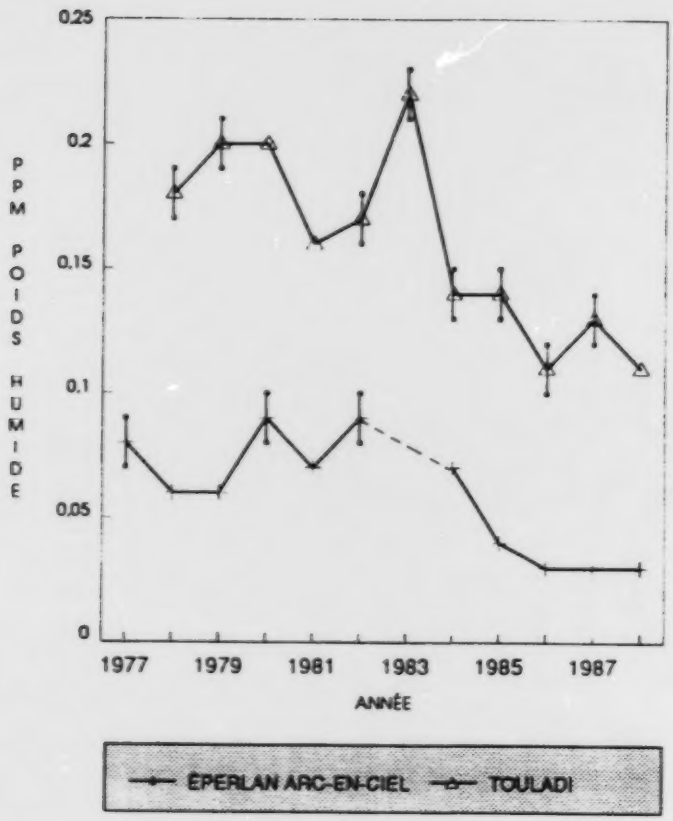


Figure 19

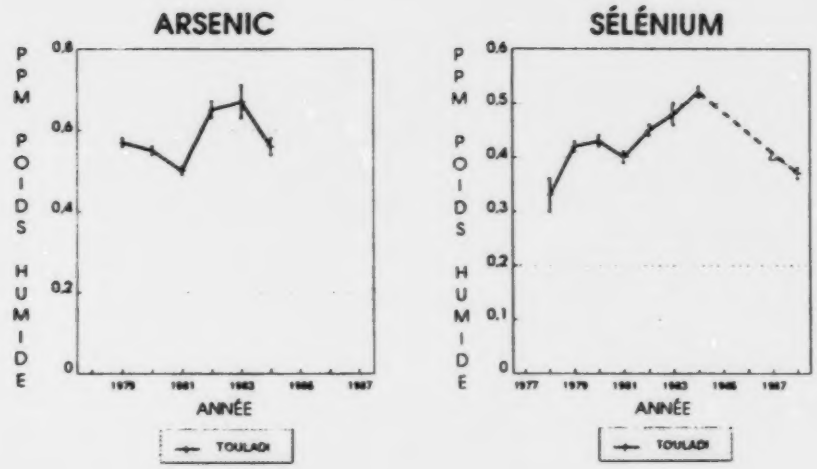
Concentrations moyennes de mercure chez l'éperlan arc-en-ciel et le touladi entiers (âgés de 4 ans) du lac Ontario (en ppm, poids humide, ± erreur type)

1. La concentration cible de l'ARQEGL pour le mercure total dans le poisson entier se situe à 0.5 ppm (poids humide).

Note : Lorsque les données ne sont pas disponibles pendant plusieurs années consécutives, des lignes pointillées servent à indiquer la tendance estimative.

Source : Ministère des Pêches et des Océans.

LAC ONTARIO



Figures 20 et 21

Concentrations moyennes d'arsenic et de sélénium chez le touladi entier (âgé de 4 ans) du lac Ontario (en ppm, poids humide, ± erreur type)

Note : Lorsque les données ne sont pas disponibles pendant plusieurs années consécutives, des lignes pointillées servent à indiquer la tendance estimative.

Source : Ministère des Pêches et des Océans.

LAC ONTARIO

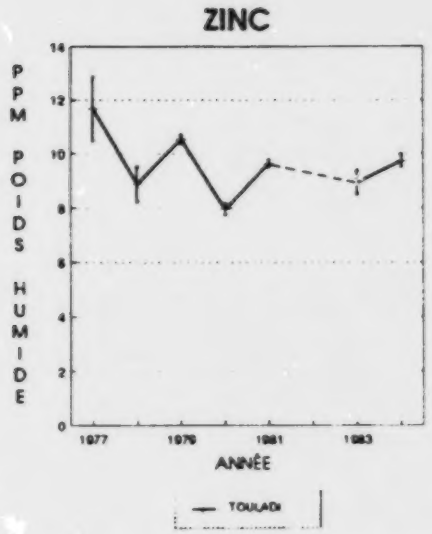


Figure 22

Concentrations moyennes de zinc chez le touladi entier (âgé de 4 ans) du lac Ontario (en ppm, poids humide, ± erreur type)

Note : Lorsque les données ne sont pas disponibles pendant plusieurs années consécutives, des lignes pointillées servent à indiquer la tendance estimative.

Source : Ministère des Pêches et des Océans.

LAC ÉRIÉ

BPC

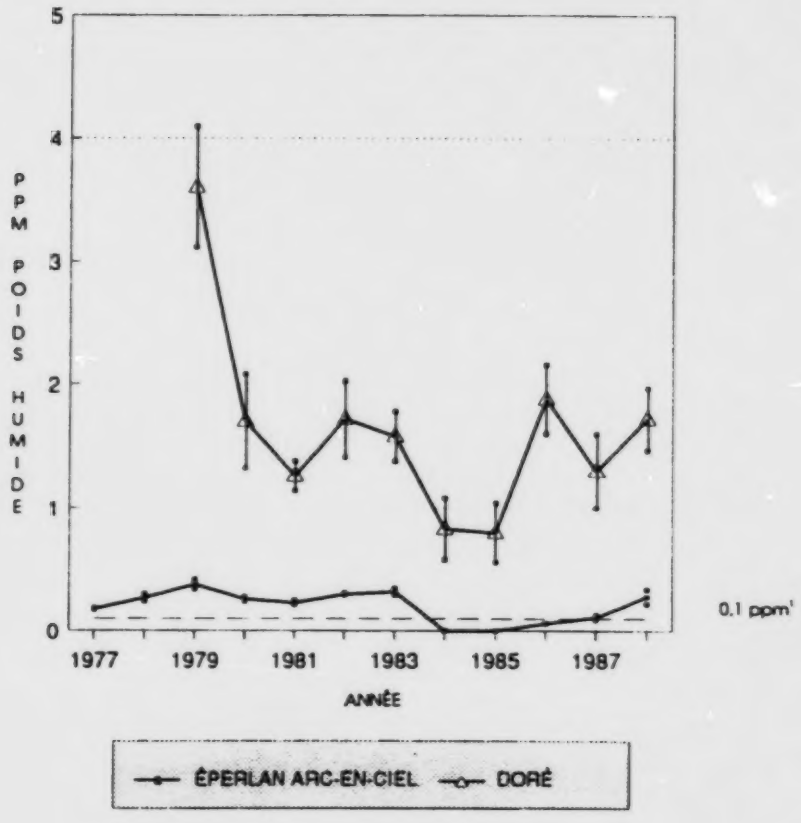


Figure 23

Concentrations moyennes de BPC chez l'éperlan arc-en-ciel et le doré entiers du lac Érié (en ppm, poids humide, ± erreur type)

1. Objectif de l'ARQEGL pour le poisson entier.

Note : Les concentrations observées chez l'éperlan arc-en-ciel en 1984 et en 1985 étaient inférieures au seuil de détection (0,1 ppm).

Source : Ministère des Pêches et des Océans.

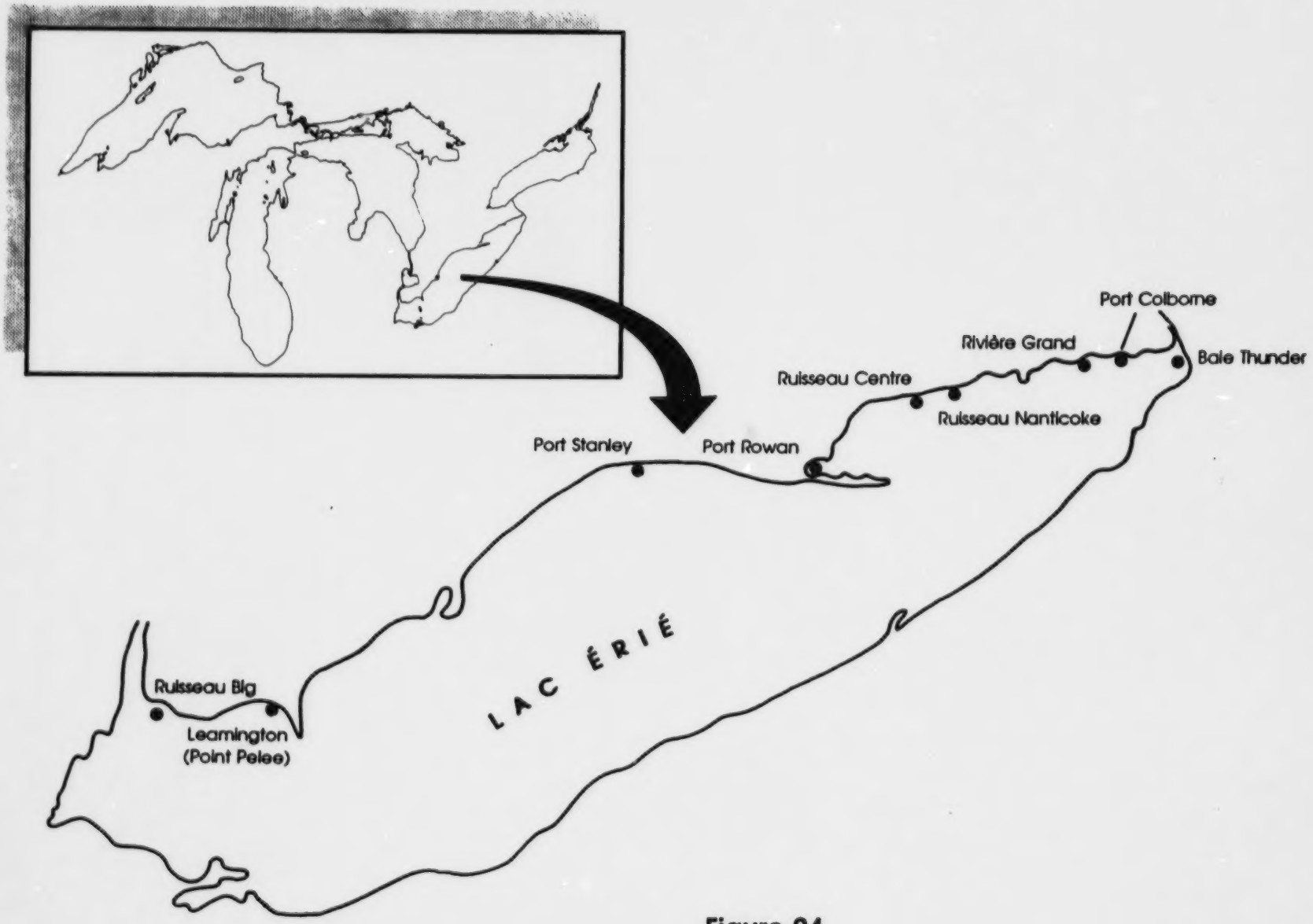


Figure 24

Lieux d'échantillonnage des queues à tache noire dans le lac Érié

LAC ÉRIÉ

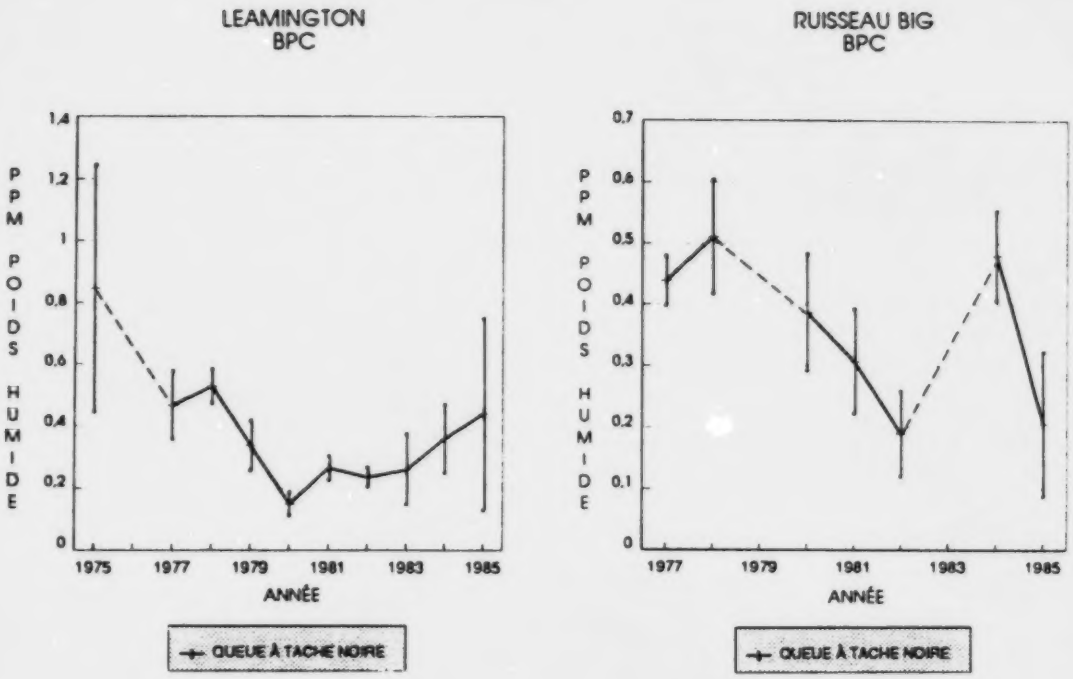


Figure 25

Concentrations moyennes de BPC chez des queues à tache noire de l'année prélevées à deux endroits dans le lac Érié (en ppm, poids humide, ± écart type)

Note : Lorsque les données ne sont pas disponibles pendant plusieurs années consécutives, des lignes pointillées servent à indiquer la tendance estimative.

Source : K. Suns, ministère de l'Environnement de l'Ontario.

LAC ÉRIÉ

DIELDRINE

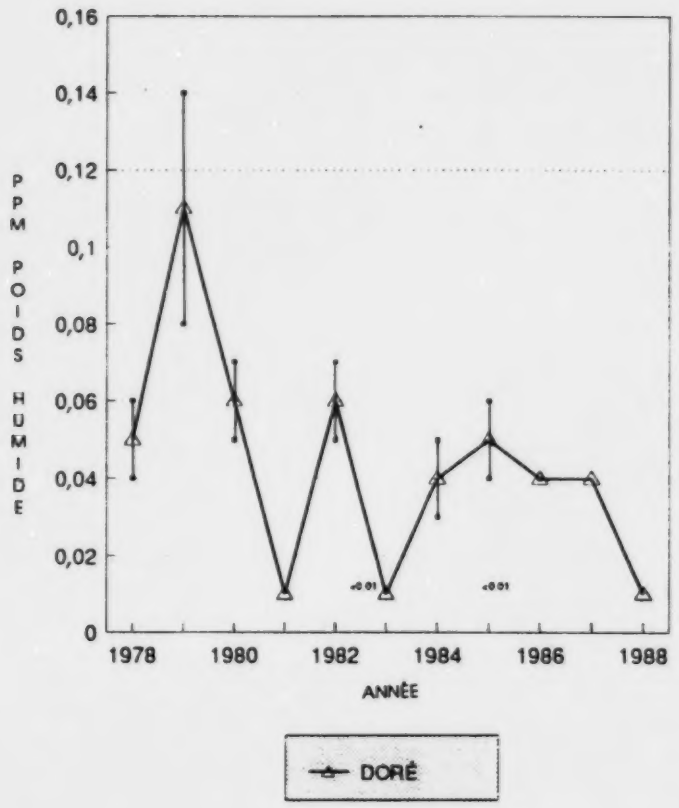


Figure 26

Concentrations moyennes de dieldrine chez le doré entier du lac Érié (en ppm, poids humide, ± erreur type)

Source : Ministère des Pêches et des Océans.

LAC ÉRIÉ

DDT

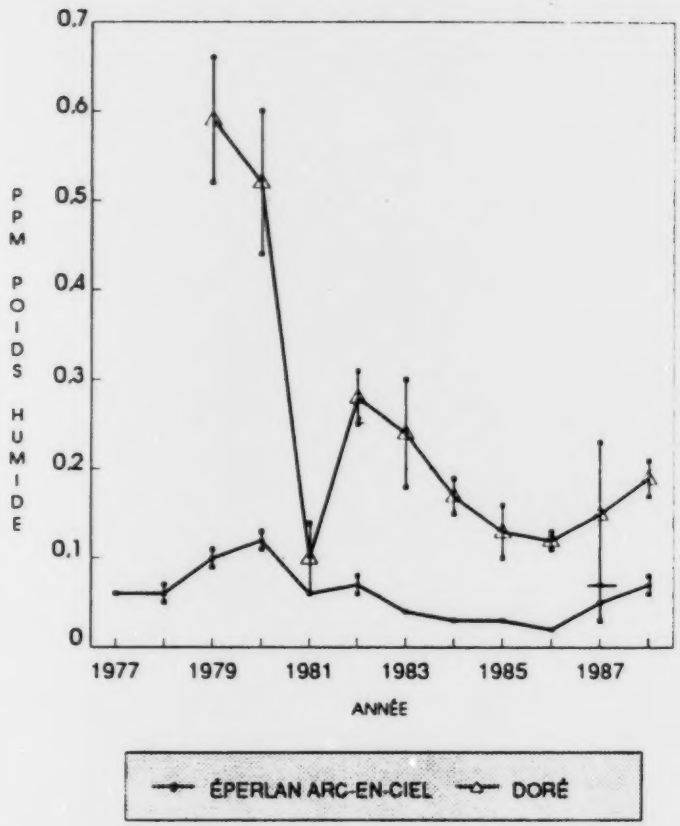


Figure 27

Concentrations moyennes de DDT chez l'éperlan arc-en-ciel et le doré entiers du lac Érié (en ppm, poids humide, ± erreur type)

Source : Ministère des Pêches et des Océans.

LAC ÉRIÉ

p,p'-DDE

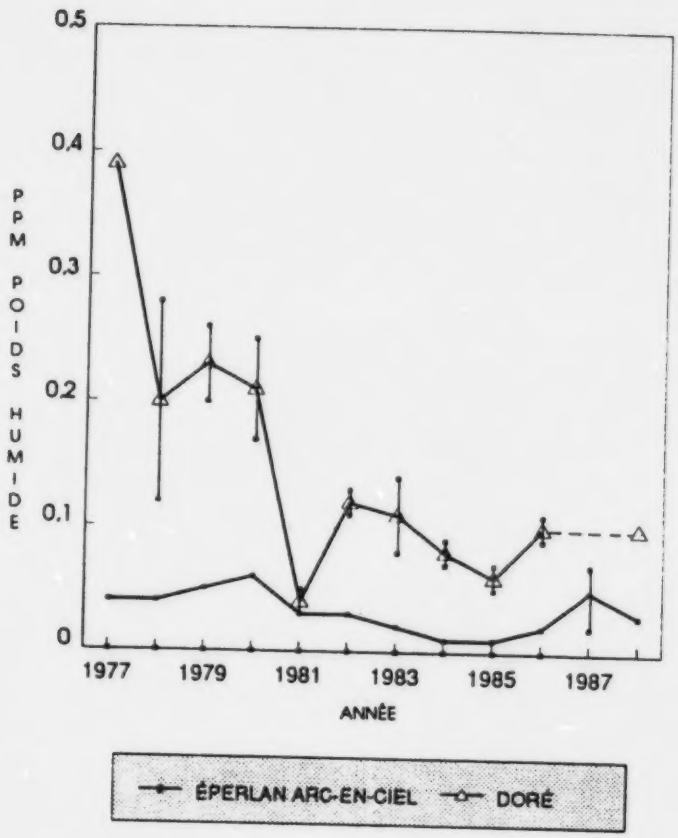


Figure 28

Concentrations moyennes de p,p'-DDE chez l'éperlan arc-en-ciel et le doré entiers du lac Érié (en ppm, poids humide, ± erreur type)

Note : Lorsque les données ne sont pas disponibles pendant plusieurs années consécutives, des lignes pointillées servent à indiquer la tendance estimative.

Source : Ministère des Pêches et des Océans.

LAC ÉRIÉ

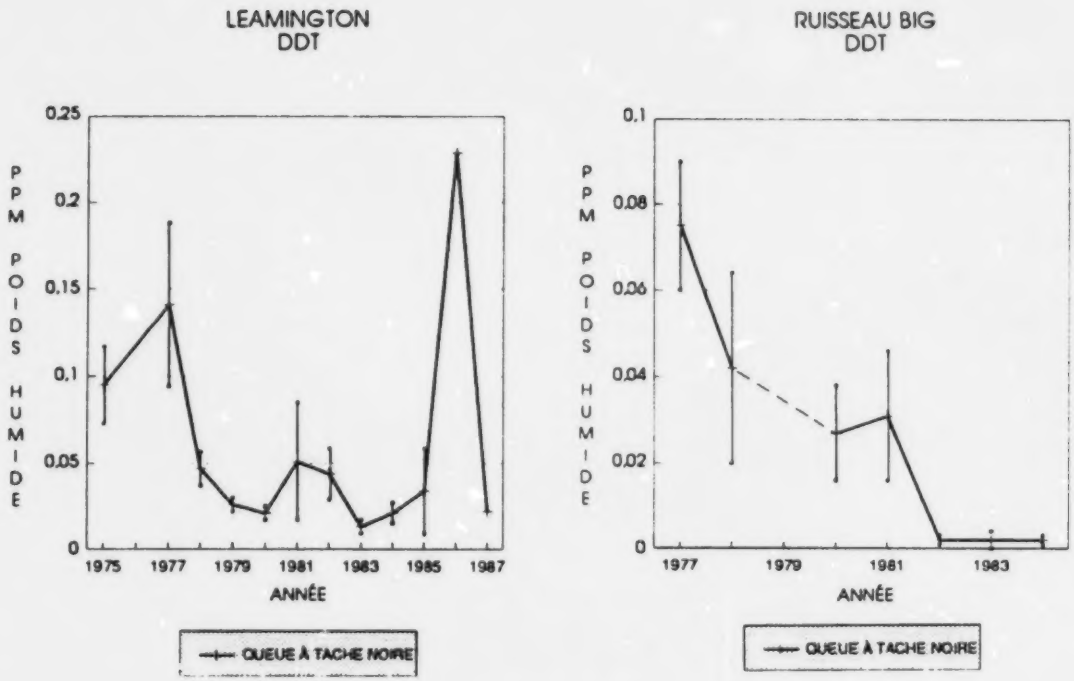


Figure 29

Concentrations moyennes de DDT chez des queues à tache noire de l'année prélevées à deux endroits dans le lac Érié (en ppm, poids humide, ± écart type)

Note : Lorsque les données ne sont pas disponibles pendant plusieurs années consécutives, des lignes pointillées servent à indiquer la tendance estimative.

Source : K. Suns, ministère de l'Environnement de l'Ontario.

LAC ÉRIÉ

PLOMB

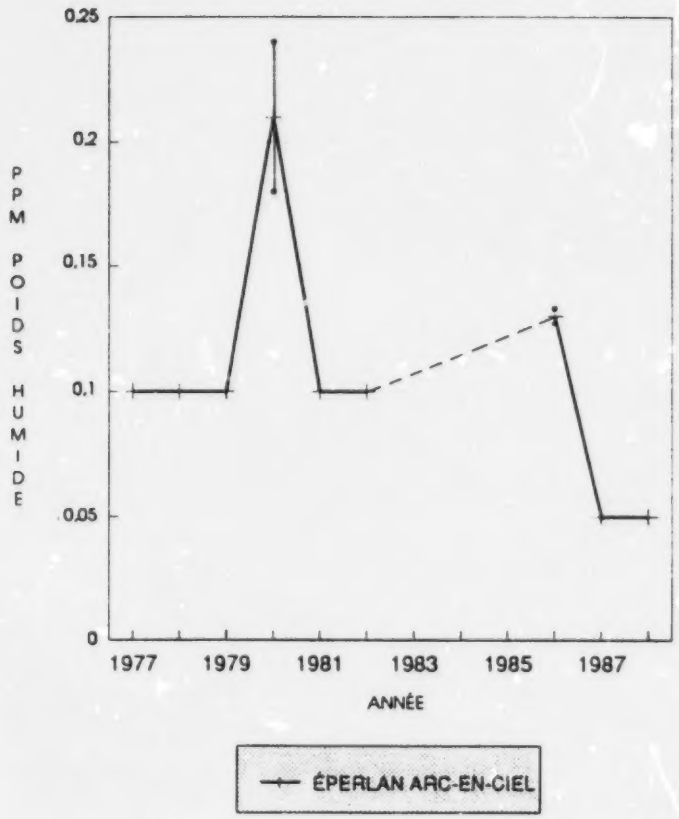


Figure 30

Concentrations moyennes de plomb chez l'éperlan arc-en-ciel entier du lac Érié (en ppm, poids humide, ± erreur type)

Note : Lorsque les données ne sont pas disponibles pendant plusieurs années consécutives, des lignes pointillées servent à indiquer la tendance estimative.

Source : Ministère des Pêches et des Océans.

LAC ÉRIÉ

MERCURE

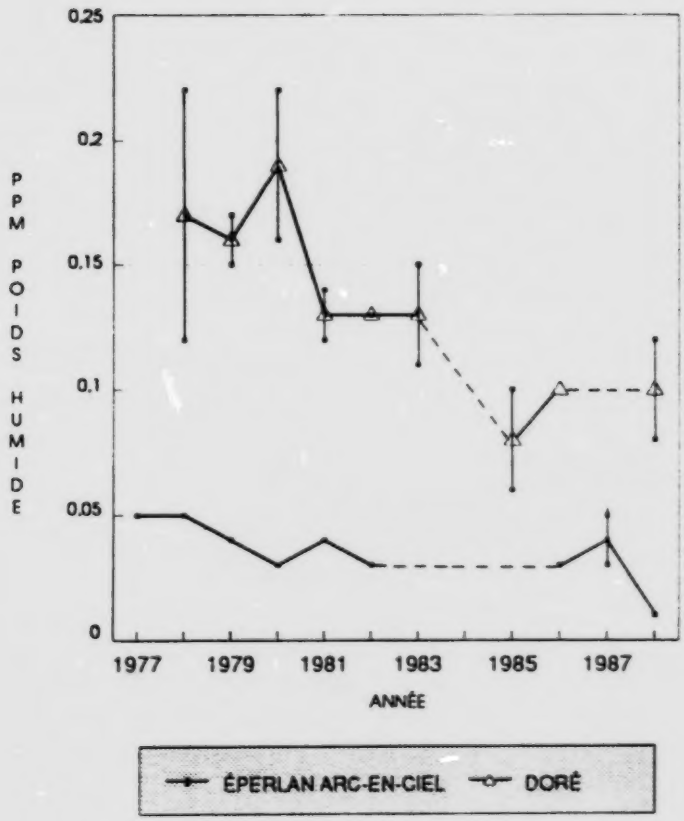


Figure 31

Concentrations moyennes de mercure chez l'éperlan arc-en-ciel et le doré entiers du lac Érié (en ppm, poids humide, ± erreur type)

Note : Lorsque les données ne sont pas disponibles pendant plusieurs années consécutives, des lignes pointillées servent à indiquer la tendance estimative.

Source : Ministère des Pêches et des Océans.

LAC HURON

BPC

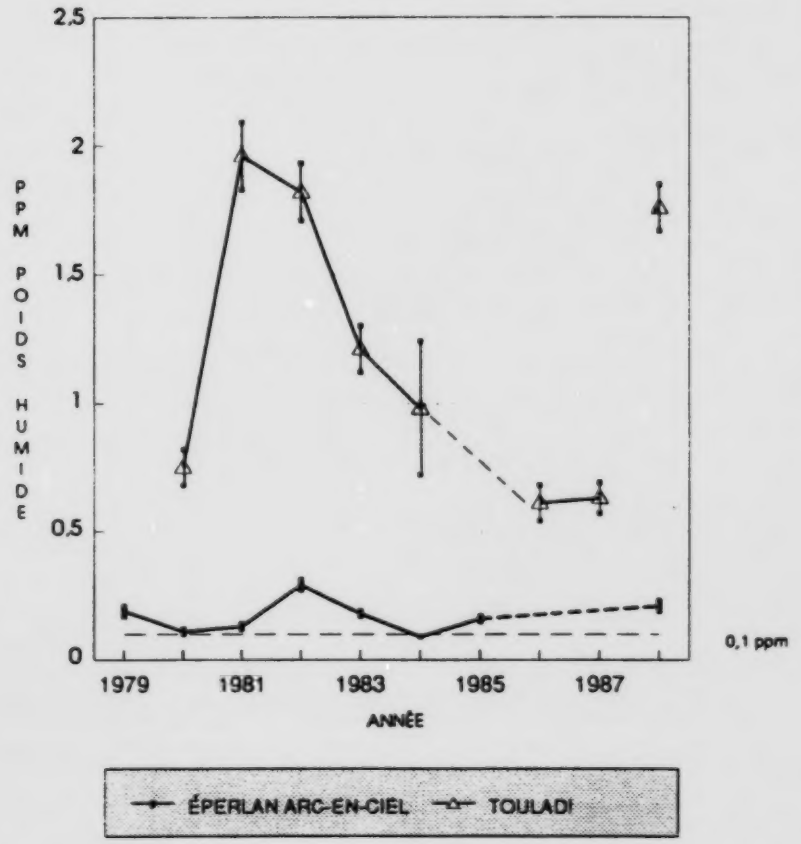


Figure 32

Concentrations moyennes de BPC chez l'éperlan arc-en-ciel et le touladi entiers (âgés de 4 ans) du lac Huron

1. Objectif de l'ARQEGL pour le poisson entier.

Note : Lorsque les données ne sont pas disponibles pendant plusieurs années consécutives, des lignes pointillées servent à indiquer la tendance estimative.

Source : Ministère des Pêches et des Océans.

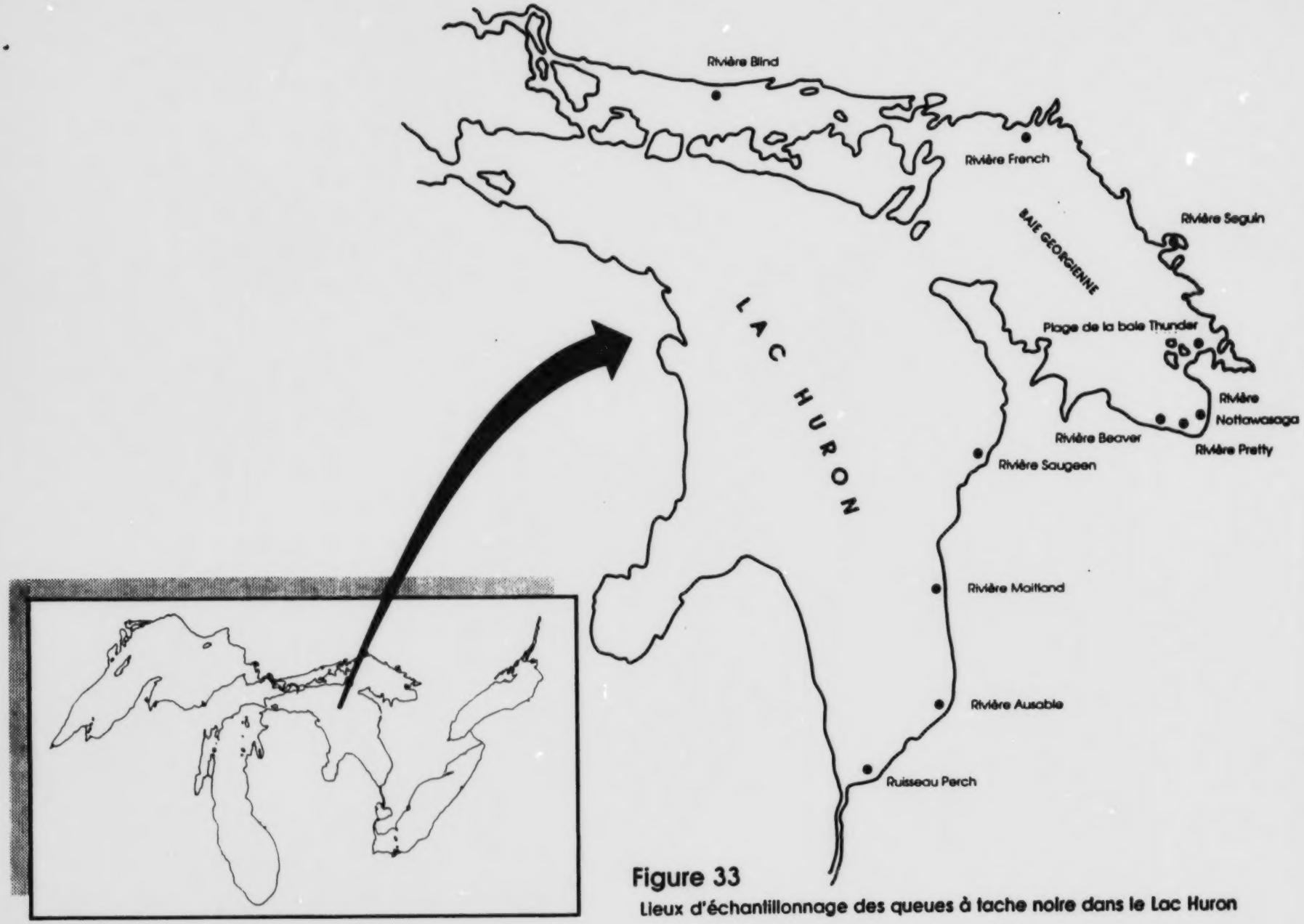


Figure 33

Lieux d'échantillonnage des queues à tache noire dans le Lac Huron

LAC HURON

DIELDRINE

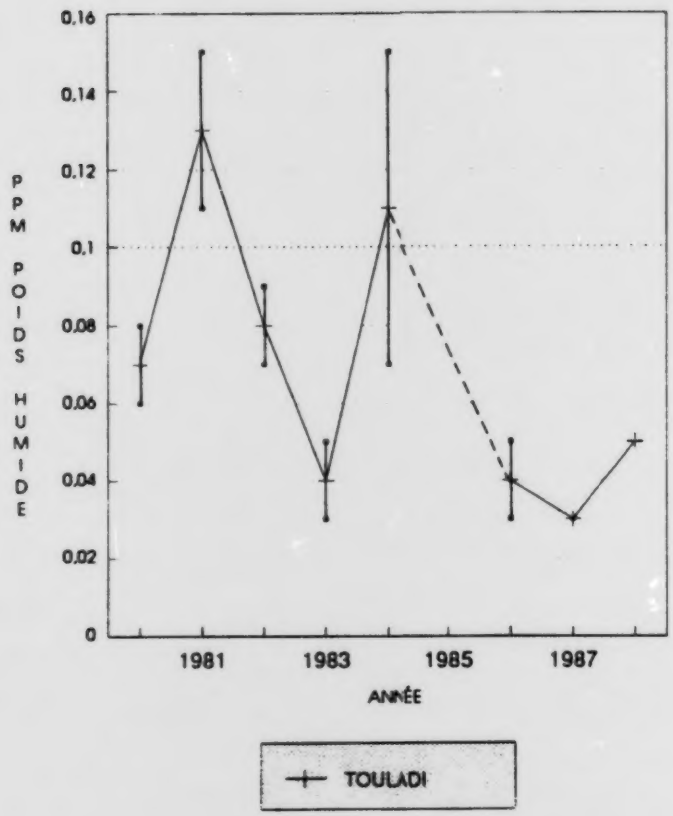


Figure 34

Concentrations moyennes de dieldrine chez le touladi entier (âgé de 4 ans) du lac Huron (en ppm, poids humide, + erreur type). La concentration observée chez l'éperlan arc-en-ciel était inférieure au seuil de détection de < 0,01 ppm.

Note : Lorsque les données ne sont pas disponibles pendant plusieurs années consécutives, des lignes pointillées servent à indiquer la tendance estimative.

Source : Ministère des Pêches et des Océans.

LAC HURON

DDT

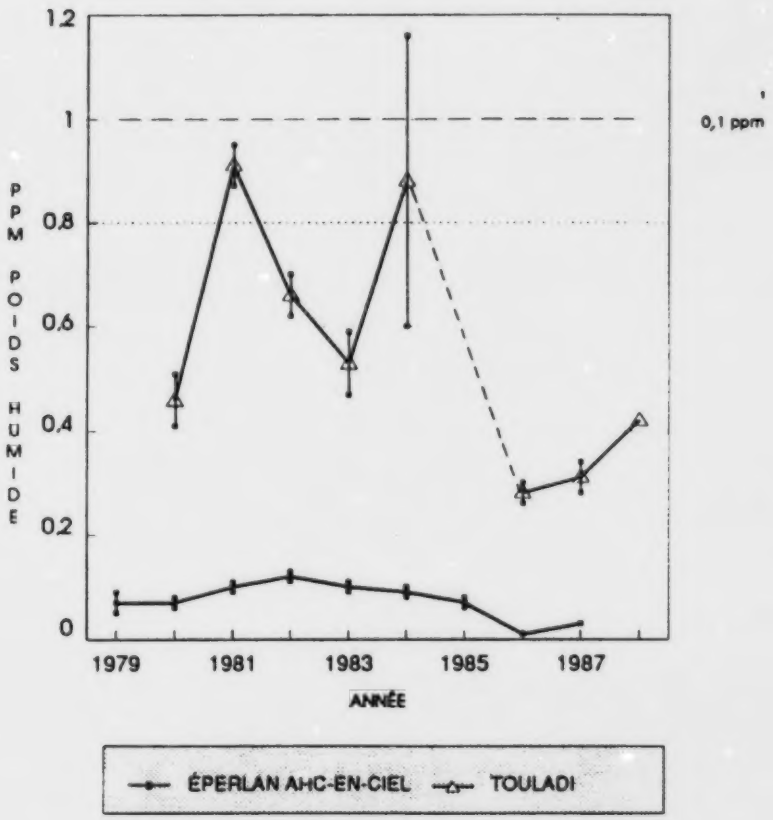


Figure 35

Concentrations moyennes de DDT chez l'éperlan arc-en-ciel et le touladi entiers (âgés de 4 ans) du lac Huron (en ppm, poids humide, ± erreur type)

1. Objectif de l'ARQEGL pour le poisson entier.

Note : Lorsque les données ne sont pas disponibles pendant plusieurs années consécutives, des lignes pointillées servent à indiquer la tendance estimative.

Source : Ministère des Pêches et des Océans.

LAC HURON

p,p'-DDE

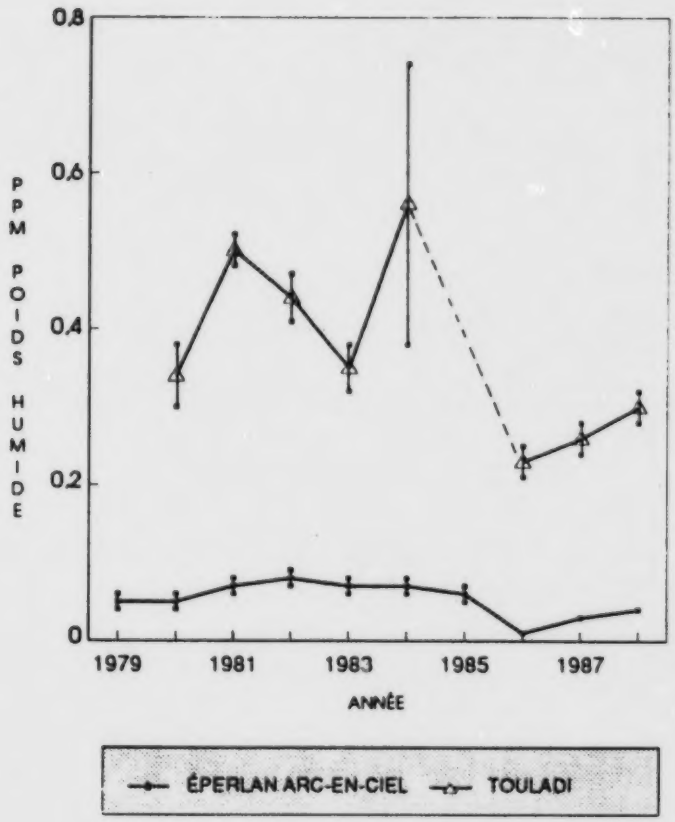


Figure 36

Concentrations moyennes de p,p'-DDE chez l'éperlan arc-en-ciel et le touladi entiers (âgés de 4 ans) du lac Huron (en ppm, poids humide, ± erreur type)

Note : Lorsque les données ne sont pas disponibles pendant plusieurs années consécutives, des lignes pointillées servent à indiquer la tendance estimative.

Source : Ministère des Pêches et des Océans.

LAC HURON

CHLORDANE

Figure 37

Concentrations moyennes de chlordane chez le touladi entier (âgé de 4 ans) du lac Huron (en ppm, poids humide) (aucune erreur type n'a été donnée)

Source : Ministère des Pêches et des Océans.

LAC HURON

MERCURE

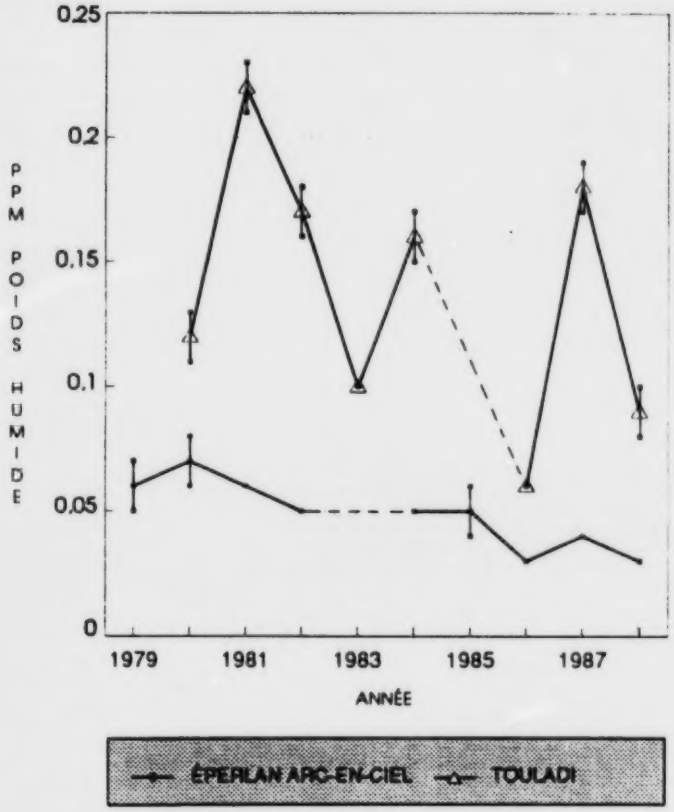


Figure 38

Concentrations moyennes de mercure chez l'éperlan arc-en-ciel et le touladi entiers (âgés de 4 ans) du lac Huron (en ppm, poids humide, ± erreur type)

Note : Lorsque les données ne sont pas disponibles pendant plusieurs années consécutives, des lignes pointillées servent à indiquer la tendance estimative.

Source : Ministère des Pêches et des Océans.

LAC SUPÉRIEUR

BPC

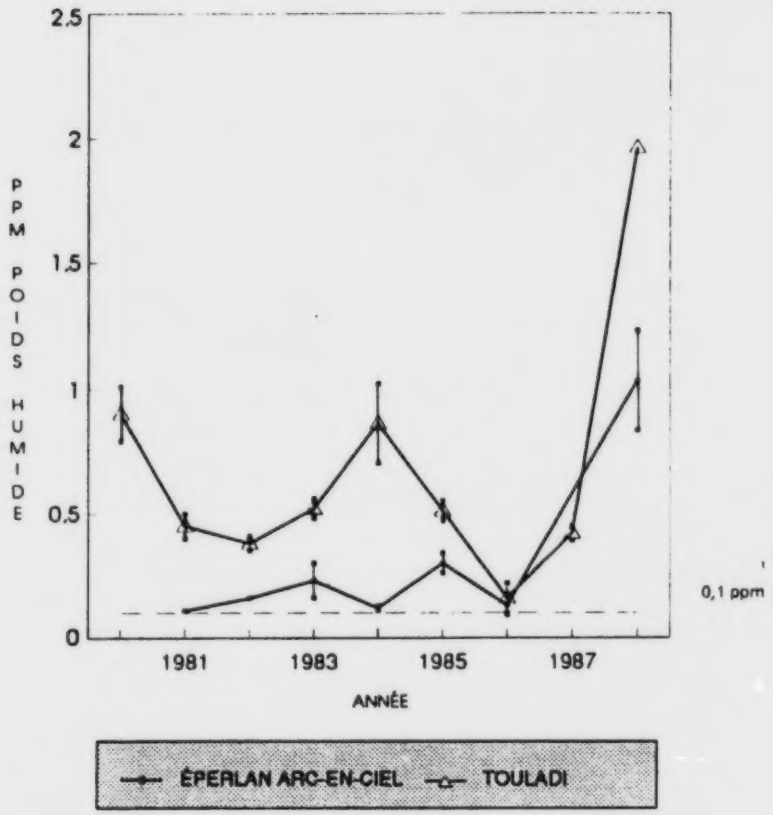


Figure 39

Concentrations moyennes de BPC chez l'éperlan arc-en-ciel et le touladi entiers (âgés de 4 ans) du lac Supérieur (en ppm, poids humide, ± erreur type)

1. Objectif de l'ARQEGL pour le poisson entier.

Source : Ministère des Pêches et des Océans.

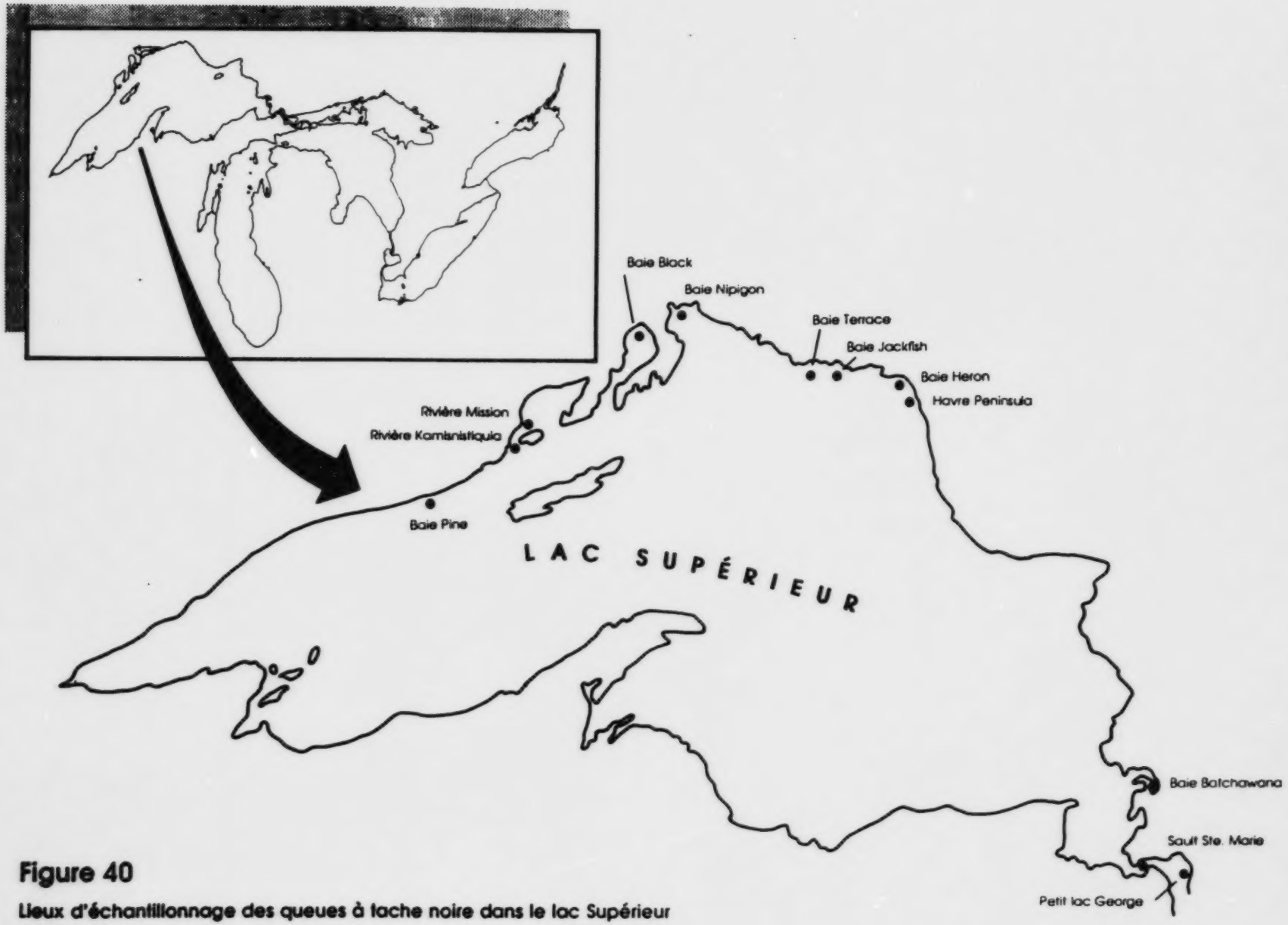


Figure 40

Lieux d'échantillonnage des queues à tache noire dans le lac Supérieur

LAC SUPÉRIEUR

DIELDRINE

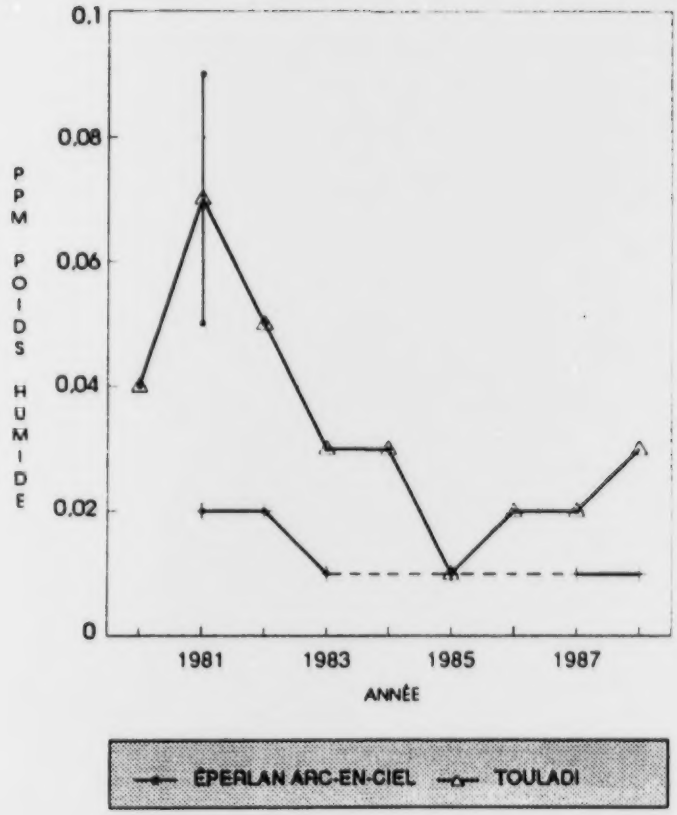


Figure 41

Concentrations moyennes de dieldrine chez l'éperlan arc-en-ciel et le touladi entiers (âgés de 4 ans) du lac Supérieur (en ppm, poids humide, ± erreur type) Lorsqu'elle n'est pas précisée, l'erreur type est égale à 0.

Note : Lorsque les données ne sont pas disponibles pendant plusieurs années consécutives, des lignes pointillées servent à indiquer la tendance estimative.

Source : Ministère des Pêches et des Océans.

LAC SUPÉRIEUR

DDT

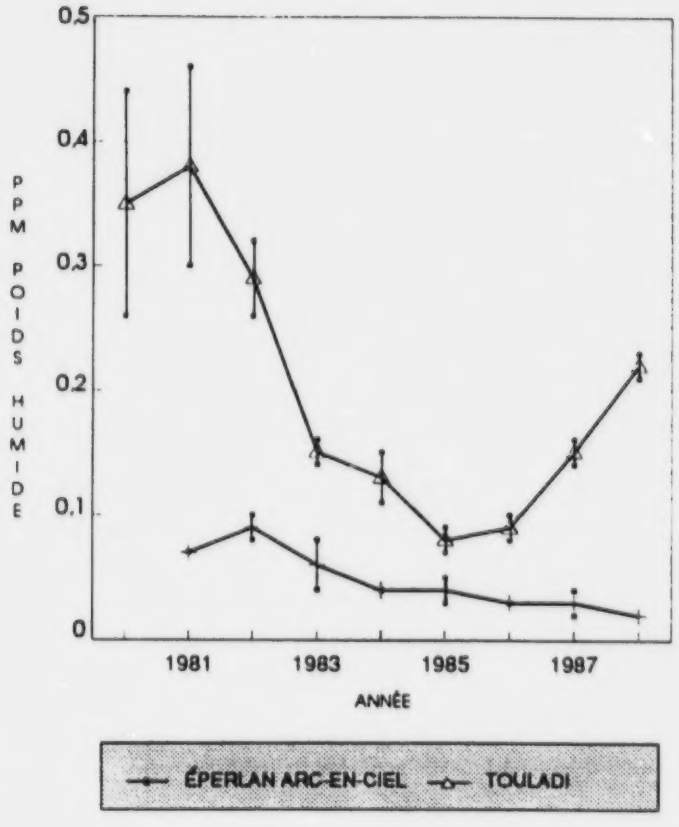


Figure 42

Concentrations moyennes de DDT chez l'éperlan arc-en-ciel et le touladi entiers (âgés de 4 ans) du lac Supérieur (en ppm, poids humide, ± erreur type)

Source : Ministère des Pêches et des Océans.

LAC SUPÉRIEUR

p,p'-DDE

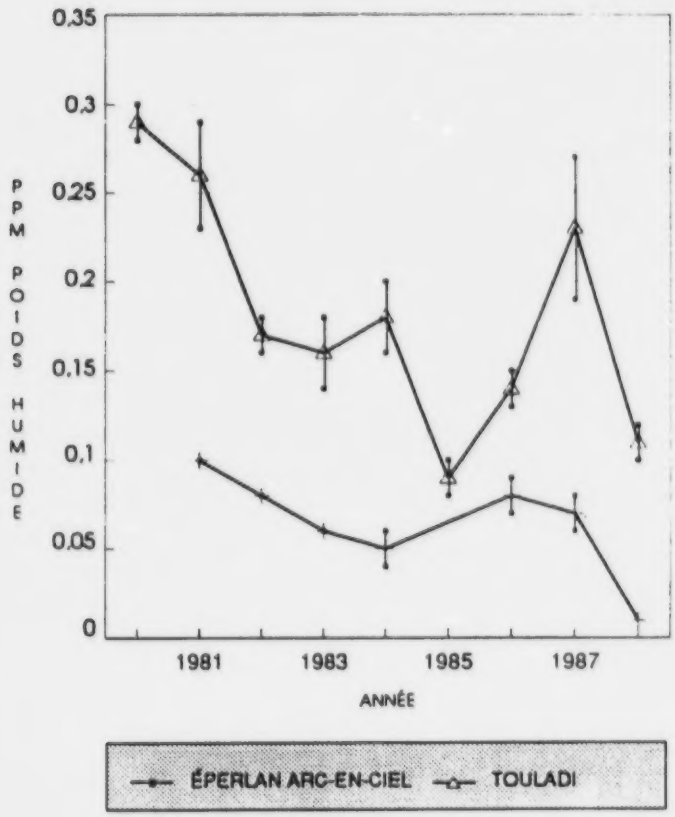


Figure 43

Concentrations moyennes de p,p'-DDE chez l'éperlan arc-en-ciel et le touladi entiers (âgés de 4 ans) du lac Supérieur (en ppm, poids humide, ± erreur type)

Source : Ministère des Pêches et des Océans.

LAC SUPÉRIEUR

MERCURE

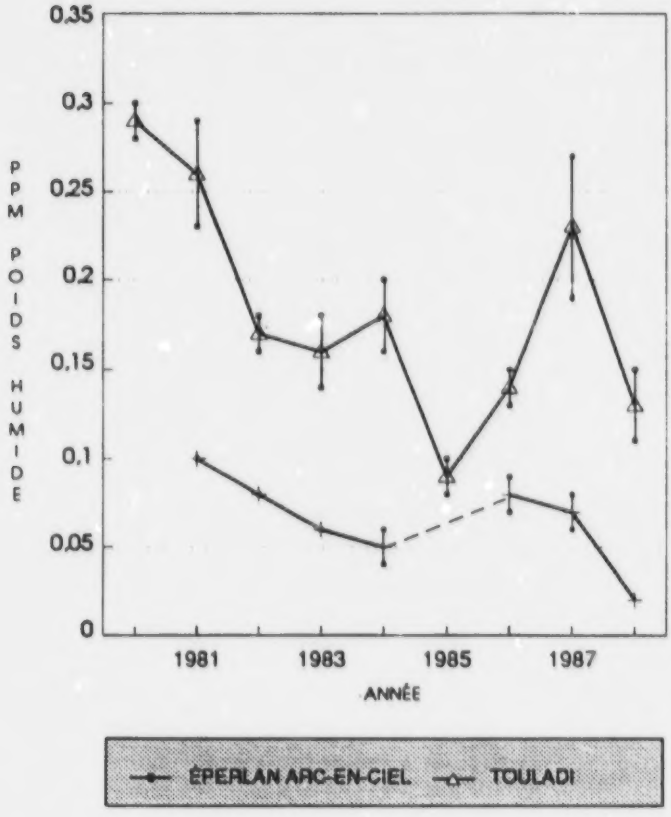


Figure 44

Concentrations moyennes de mercure chez l'éperlan arc-en-ciel et le touladi entiers (âgés de 4 ans) du lac Supérieur (en ppm, poids humide, ± erreur type)

Note : Lorsque les données ne sont pas disponibles pendant plusieurs années consécutives, des lignes pointillées servent à indiquer la tendance estimative.

Source : Ministère des Pêches et des Océans.

LAC SUPÉRIEUR

CHLORDANE

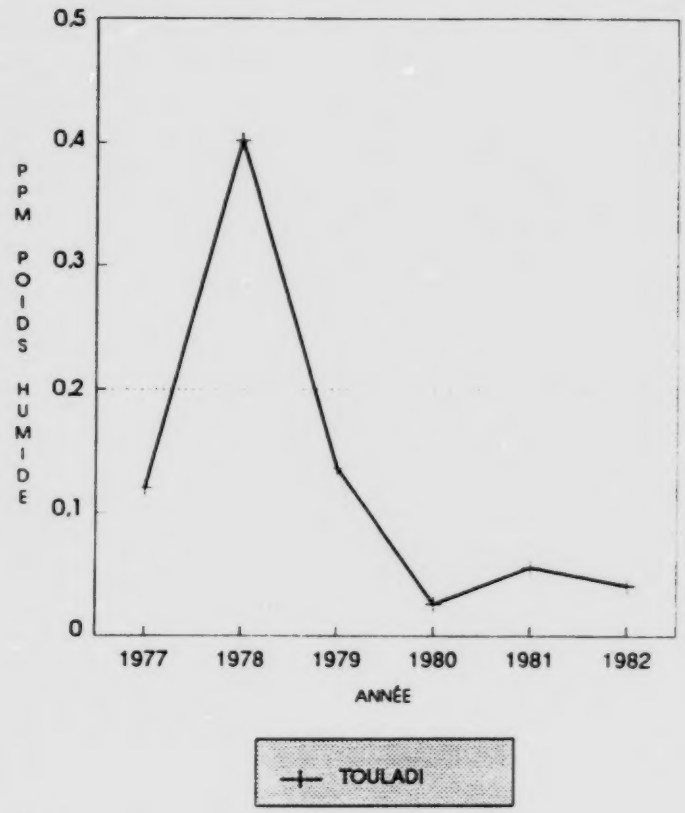


Figure 45

Concentrations moyennes de chlordane chez le touladi entier (âgé de 4 ans) du lac Supérieur (en ppm, poids humide) (aucune erreur type n'a été donnée)

Source : Ministère des Pêches et des Océans.

LAC MICHIGAN

BPC

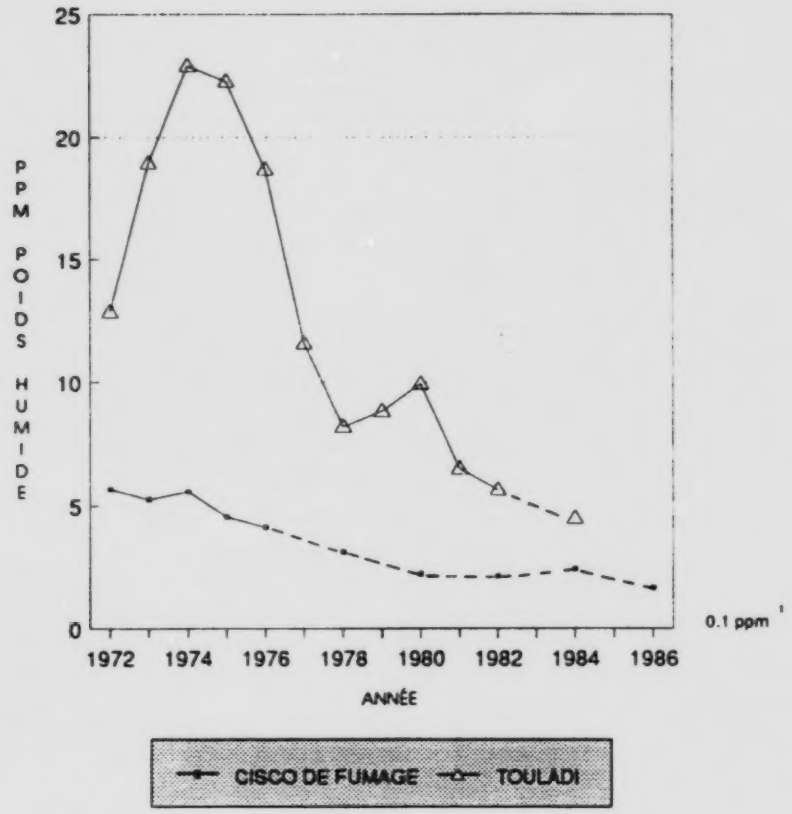


Figure 46

Concentrations moyennes de BPC chez le cisco de fumage et le touladi entiers (longueur moyenne de 620 à 640 mm) du lac Michigan (en ppm, poids humide)

1. Objectif de l'ARQEGL pour le poisson entier.

Note : Lorsque les données ne sont pas disponibles pendant plusieurs années consécutives, des lignes pointillées servent à indiquer la tendance estimative.

Sources : Les renseignements sur le cisco de fumage ont été fournis par le *U.S. Fish and Wildlife Service*; les données sur le touladi proviennent d'un programme conjoint du *U.S. Fish and Wildlife Service* et du *Great Lakes National Programs Office*, qui relève de la *U.S. Environmental Protection Agency*.

LAC MICHIGAN

DIELDRINE

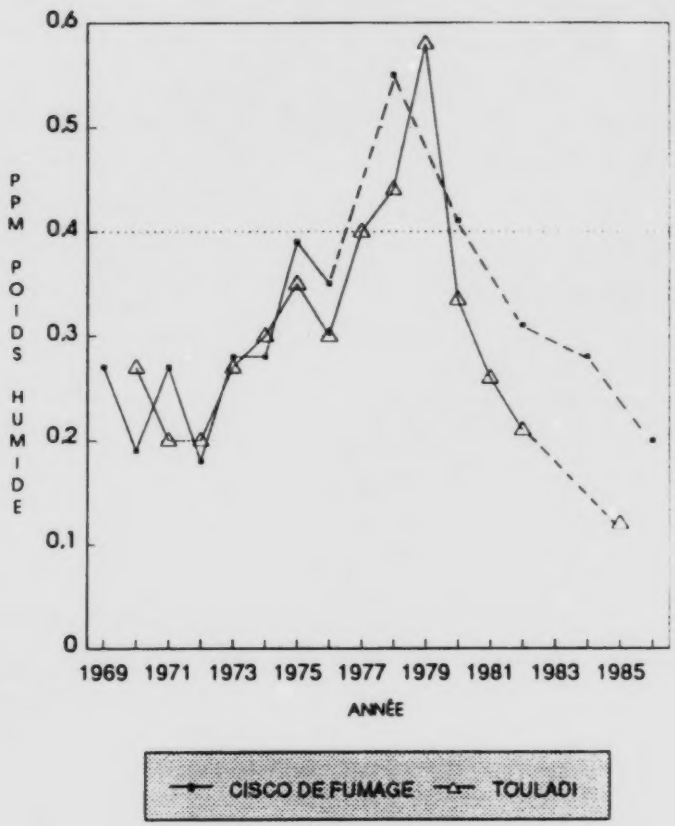


Figure 47

Concentrations moyennes de dieldrine chez le cisco de fumage et le touladi entiers (longueur moyenne de 620 à 640 mm) du lac Michigan (en ppm, poids humide)

Note : Lorsque les données ne sont pas disponibles pendant plusieurs années consécutives, des lignes pointillées servent à indiquer la tendance estimative.

Sources : Les renseignements sur le cisco de fumage ont été fournis par le *U.S. Fish and Wildlife Service*; les données sur le touladi proviennent d'un programme conjoint du *U.S. Fish and Wildlife Service* et du *Great Lakes National Programs Office*, qui relève de la *U.S. Environmental Protection Agency*.

LAC MICHIGAN

DDT

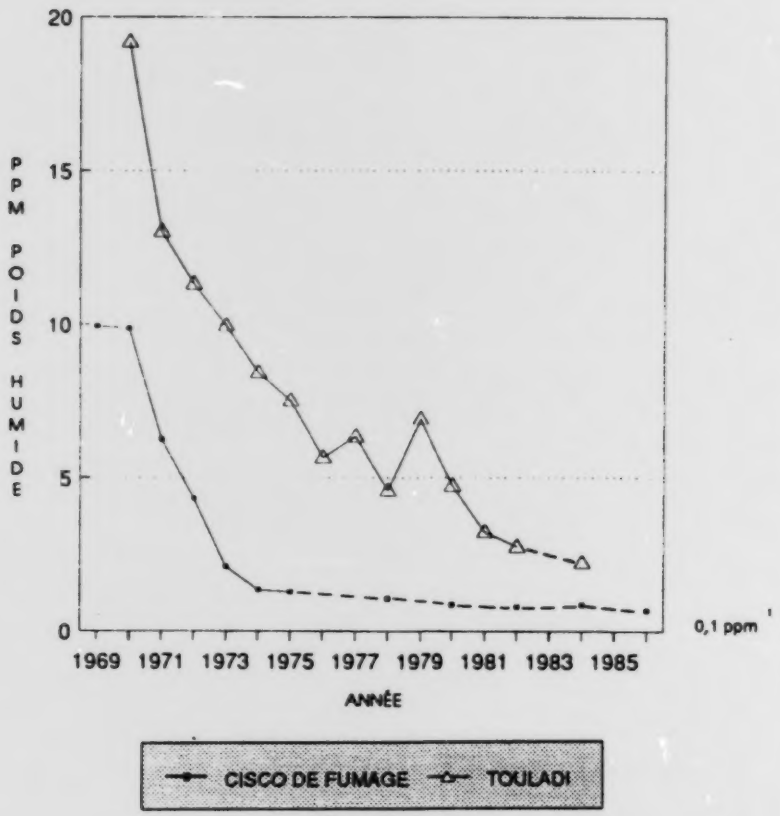


Figure 48

Concentrations moyennes de DDT chez le cisco de fumage et le touladi entiers (longueur moyenne de 620 à 640 mm) du lac Michigan (en ppm, poids humide)

1. Objectif de l'ARQEGL pour le poisson entier.

Note : Lorsque les données ne sont pas disponibles pendant plusieurs années consécutives, des lignes pointillées servent à indiquer la tendance estimative.

Sources : Les renseignements sur le cisco de fumage ont été fournis par le *U.S. Fish and Wildlife Service*; les données sur le touladi proviennent d'un programme conjoint du *U.S. Fish and Wildlife Service* et du *Great Lakes National Programs Office*, qui relève de la *U.S. Environmental Protection Agency*.

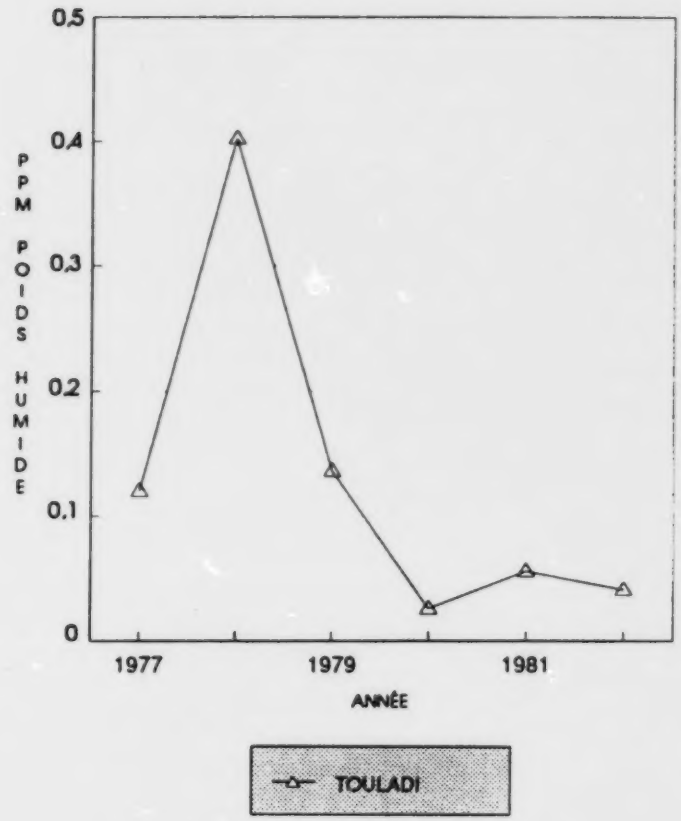


Figure 49

Concentrations moyennes de chlordane chez le touladi entier (longueur moyenne de 620 à 640 mm) du lac Michigan (en ppm, poids humide)

Source : DeVault *et al.*, 1986.

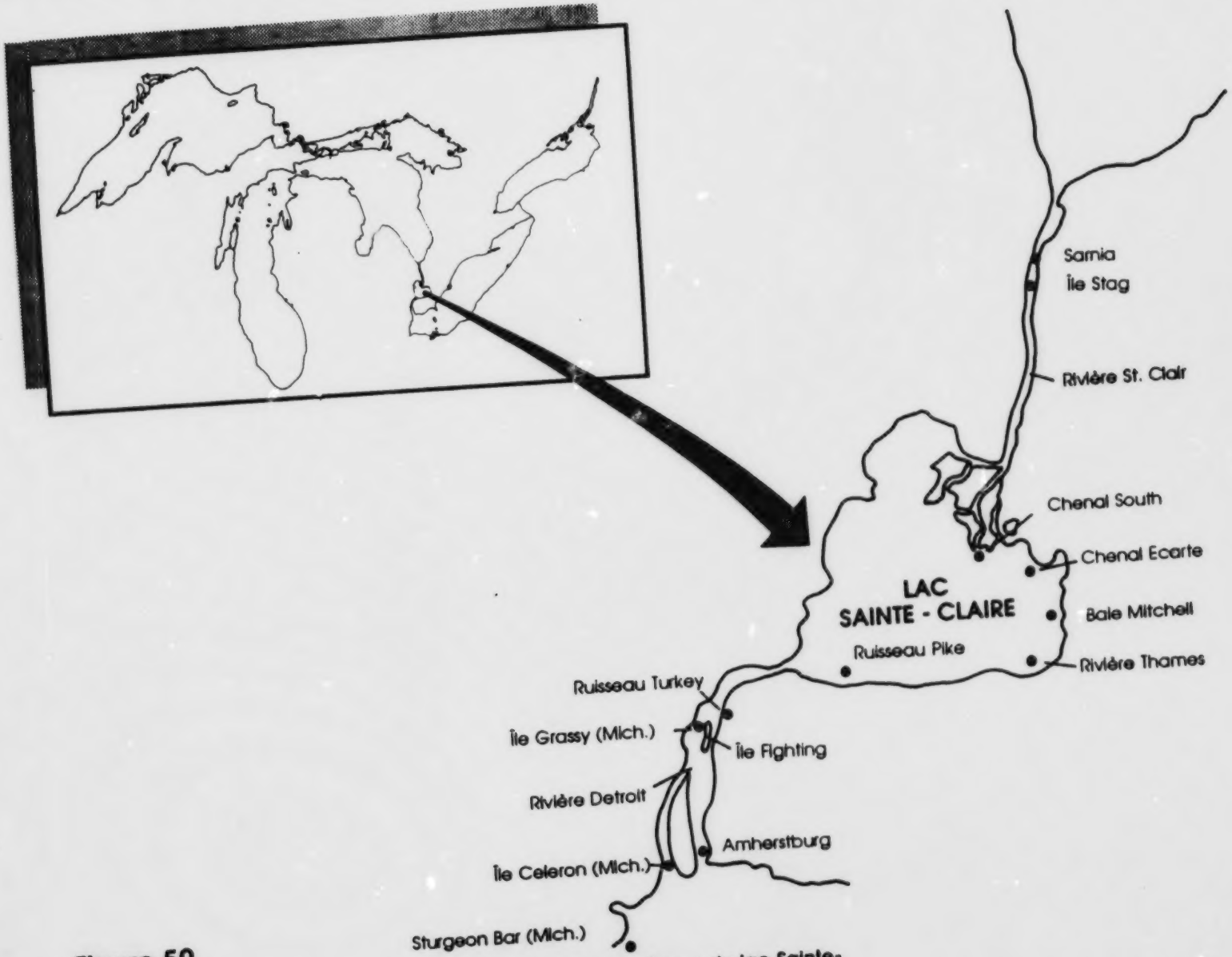


Figure 50

Lieux d'échantillonnage des queues à tache noire dans le réseau du lac Sainte-Claire et de la rivière Detroit

LAC SAINTE-CLAIRE

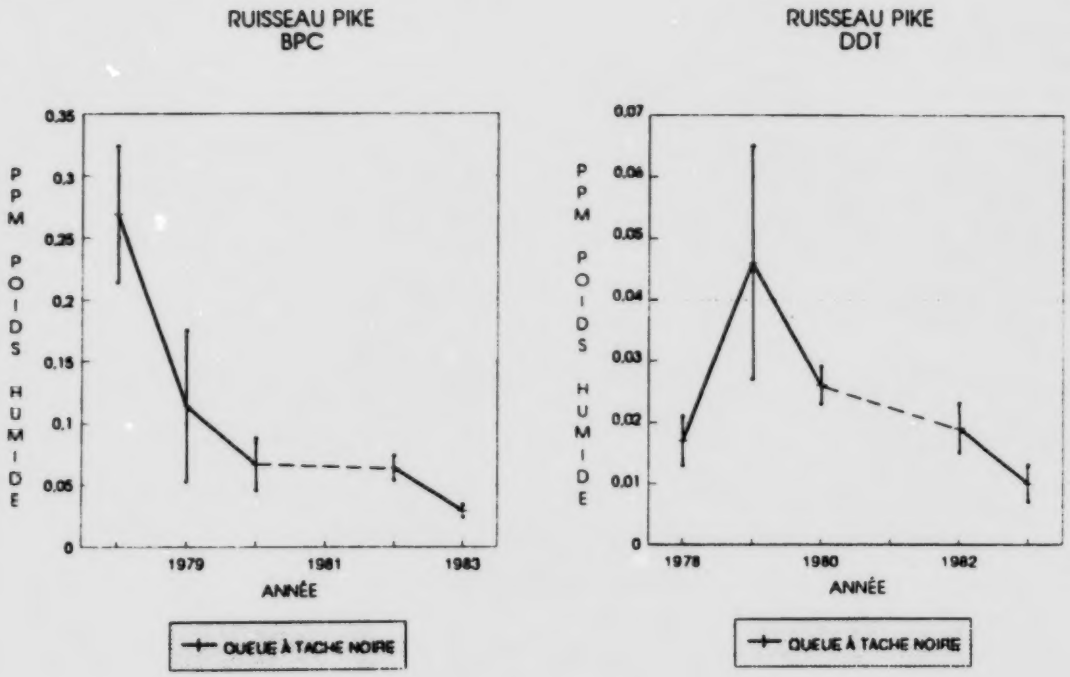


Figure 51

Concentrations moyennes de BPC et de DDT chez des queues à tache noire de l'année prélevées dans le ruisseau Pike, qui se jette dans le lac Sainte-Claire (en ppm, poids humide, ± écart type)

Note : Lorsque les données ne sont pas disponibles pendant plusieurs années consécutives, des lignes pointillées servent à indiquer la tendance estimative.

Source : K. Suns, ministère de l'Environnement de l'Ontario.

LAC SAINTE-CLAIRE

MERCURE

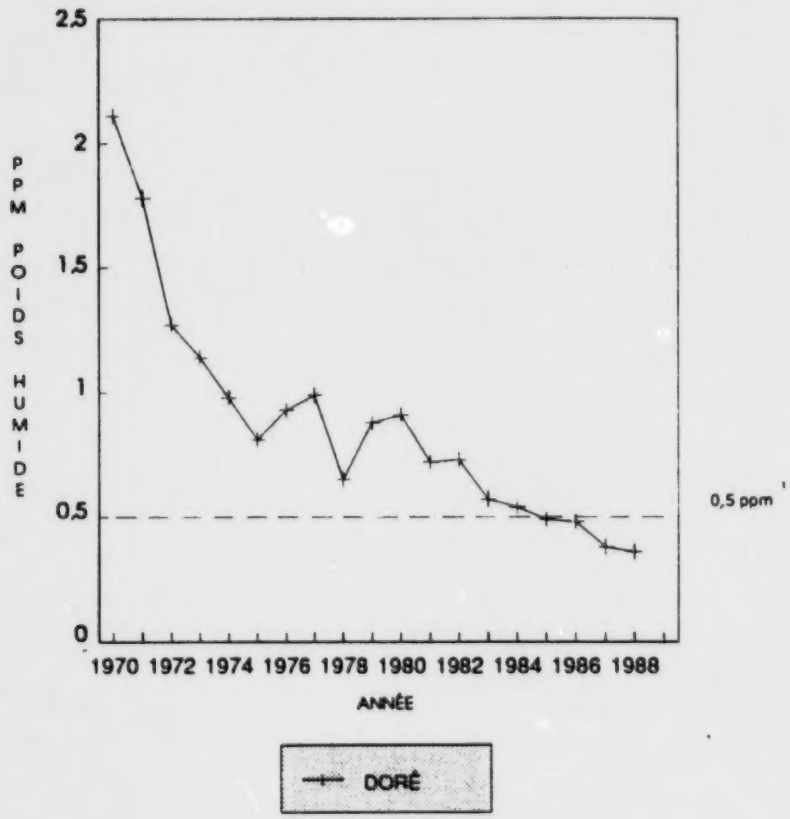


Figure 52

Concentrations moyennes de mercure chez le doré (tissus du muscle dorsal) (âgé de 4 ans) du lac Sainte-Claire (en ppm, poids humide)

1. Limites réglementaires de Santé et Bien-être social Canada pour le poisson dans le commerce.

Sources : Ministère de l'Environnement de l'Ontario; Ministère des Richesses naturelles de l'Ontario (données inédites).

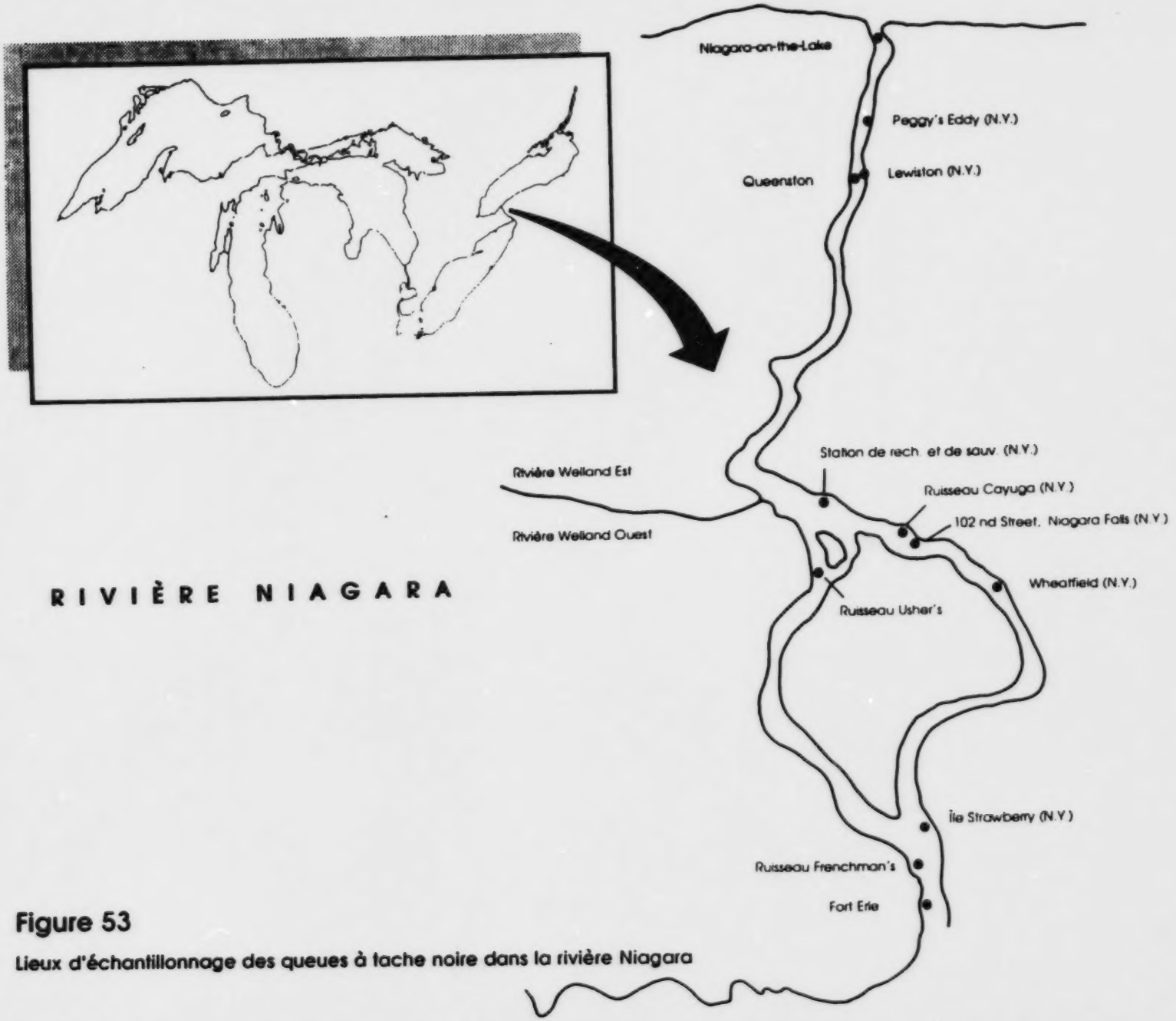


Figure 53

Lieux d'échantillonnage des queues à tache noire dans la rivière Niagara

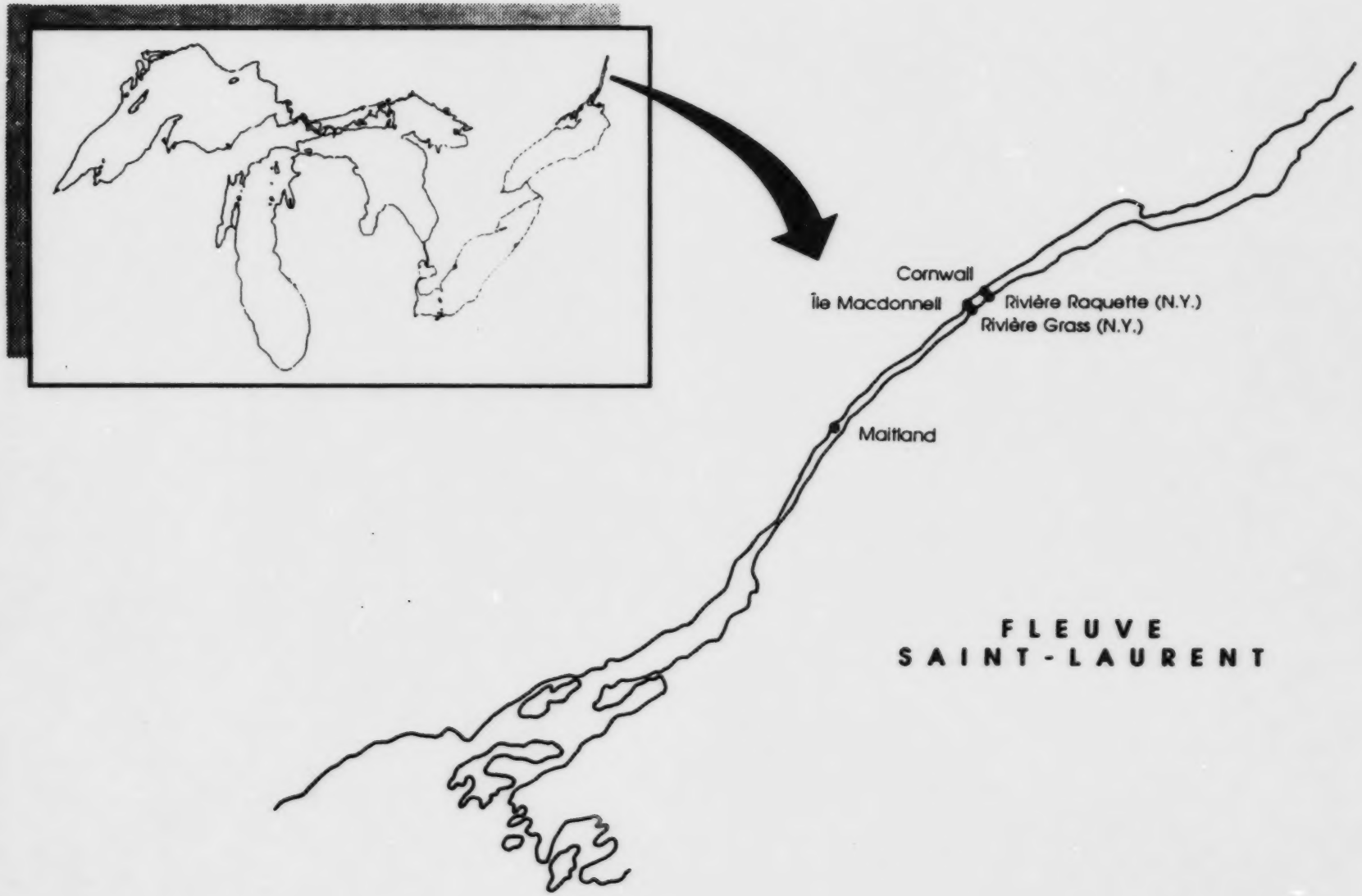


Figure 54

Lieux d'échantillonnage des queues à tache noire dans le fleuve Saint-Laurent

FLEUVE SAINT-LAURENT

LAC SAINT-FRANÇOIS
MERCURE

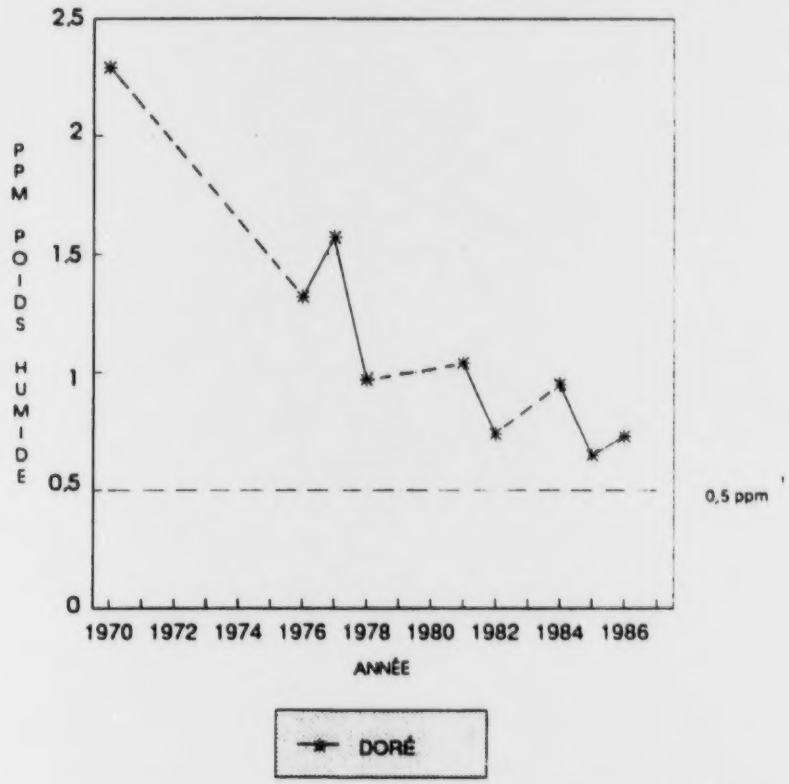


Figure 55

Concentrations moyennes de mercure chez le doré (tissus du muscle dorsal) (âgé de 4 ans) du lac Saint-François, qui est un élargissement du fleuve Saint-Laurent (en ppm, poids humide)

1. Lignes directrices de Santé et Bien-être social Canada pour le poisson dans le commerce.

Note : Lorsque les données ne sont pas disponibles pendant plusieurs années consécutives, des lignes pointillées servent à indiquer la tendance estimative.

Sources : Ministère de l'Environnement de l'Ontario; Ministère des Richesses naturelles de l'Ontario (données inédites).

FLEUVE SAINT-LAURENT

MAITLAND
PLOMB ALKYLÉ

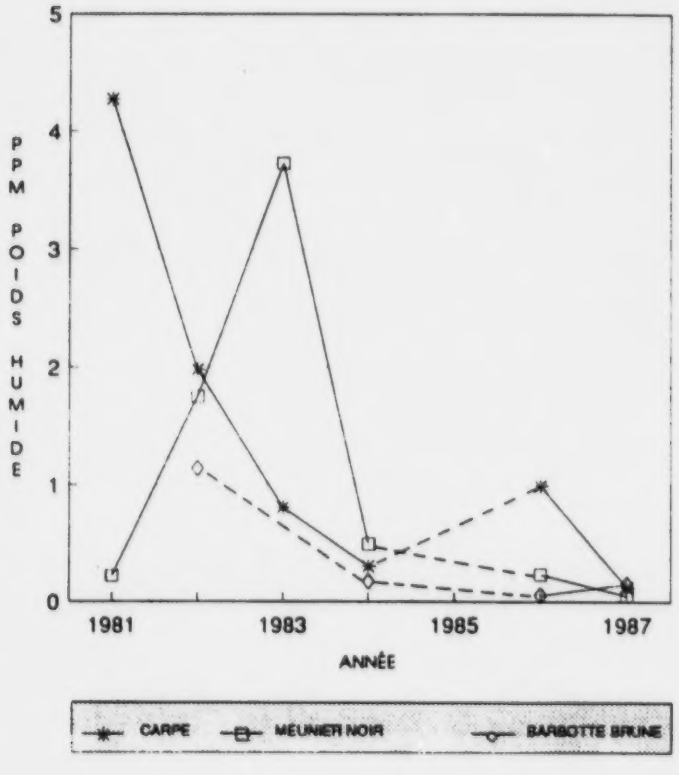


Figure 56

Concentrations moyennes de plomb alkylé chez la carpe, le meunier noir et la barbotte brune (poissons entiers) prélevés à Maitland, dans le fleuve Saint-Laurent (en ppm, poids humide)

Note : Lorsque les données ne sont pas disponibles pendant plusieurs années consécutives, des lignes pointillées servent à indiquer la tendance estimative.

Source : Wong *et al.*, 1988.

FLEUVE SAINT-LAURENT

MAITLAND
PLOMB

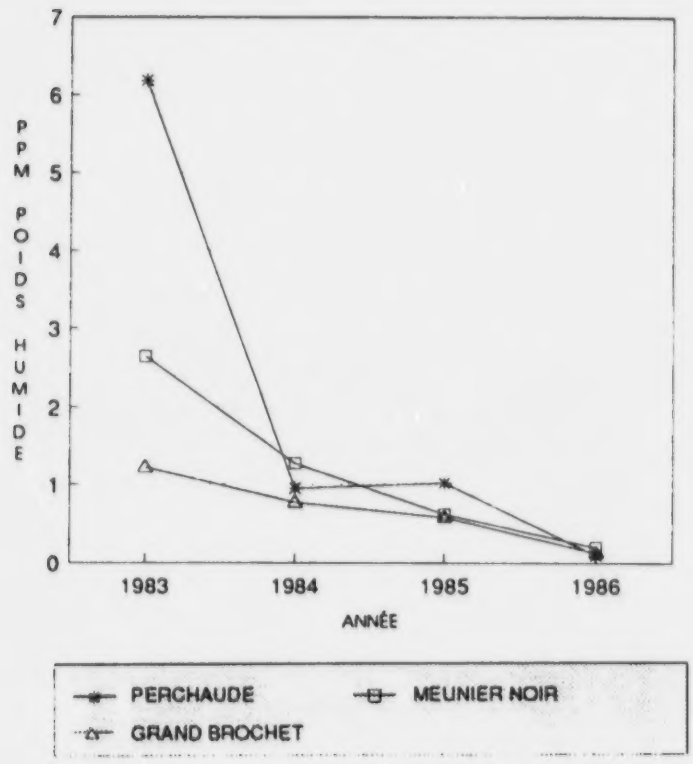


Figure 57

Concentrations moyennes de plomb total chez la perchaude, le meunier noir et le grand brochet prélevés à Maitland, dans le fleuve Saint-Laurent (en ppm, poids humide)

Sources : Ministère de l'Environnement de l'Ontario; Ministère des Richesses naturelles de l'Ontario (données inédites).

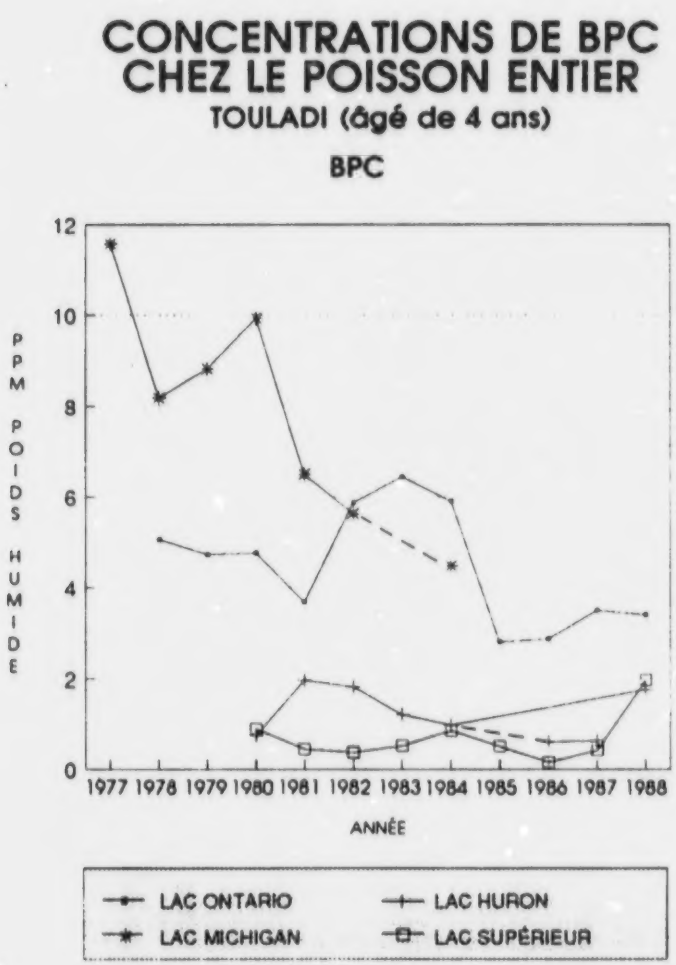


Figure 58

Concentrations moyennes de BPC (en ppm, poids humide), selon l'année, chez le touladi entier (âgé de 4 ans) des lacs Ontario, Huron et Supérieur (P&O), et chez le touladi entier (longueur moyenne de 620 à 640 mm) du lac Michigan, à la hauteur de Saugatuck, dans l'État du Michigan (Devault *et al.*, 1986)

Note : Lorsque les données ne sont pas disponibles pendant plusieurs années consécutives, des lignes pointillées servent à indiquer la tendance estimative.

CONCENTRATIONS DE DDT CHEZ LE POISSON ENTIER

TOULADI (âgé de 4 ans)

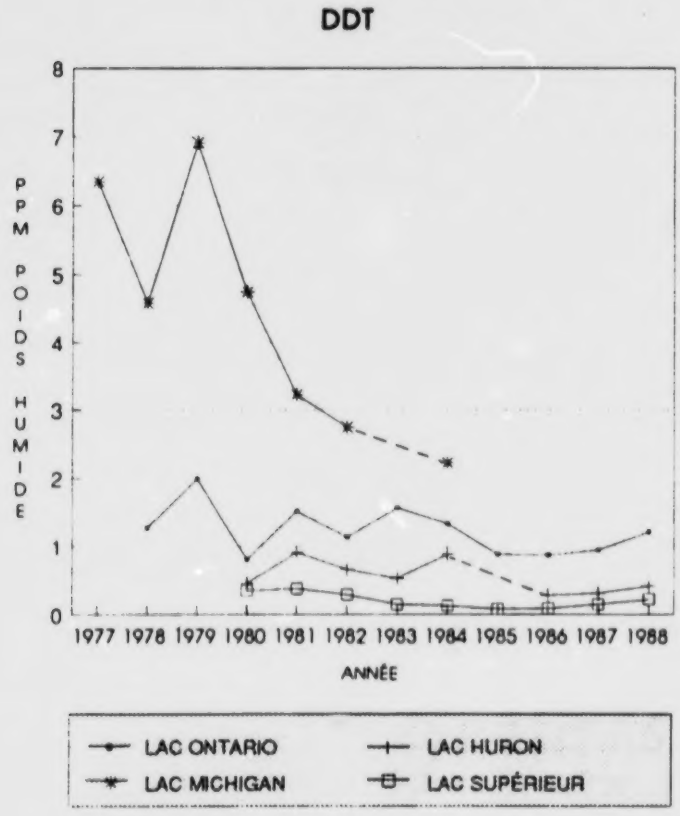


Figure 59

Concentrations moyennes de DDT (en ppm, poids humide), selon l'année, chez le touladi entier (âgé de 4 ans) des lacs Ontario, Huron et Supérieur (P&O), et chez le touladi entier (longueur moyenne de 620 à 640 mm) du lac Michigan, à la hauteur de Saugatuck, dans l'État du Michigan (Devault *et al.*, 1986)

Note : Lorsque les données ne sont pas disponibles pendant plusieurs années consécutives, des lignes pointillées servent à indiquer la tendance estimative.

LAC ONTARIO

BPC et DDT

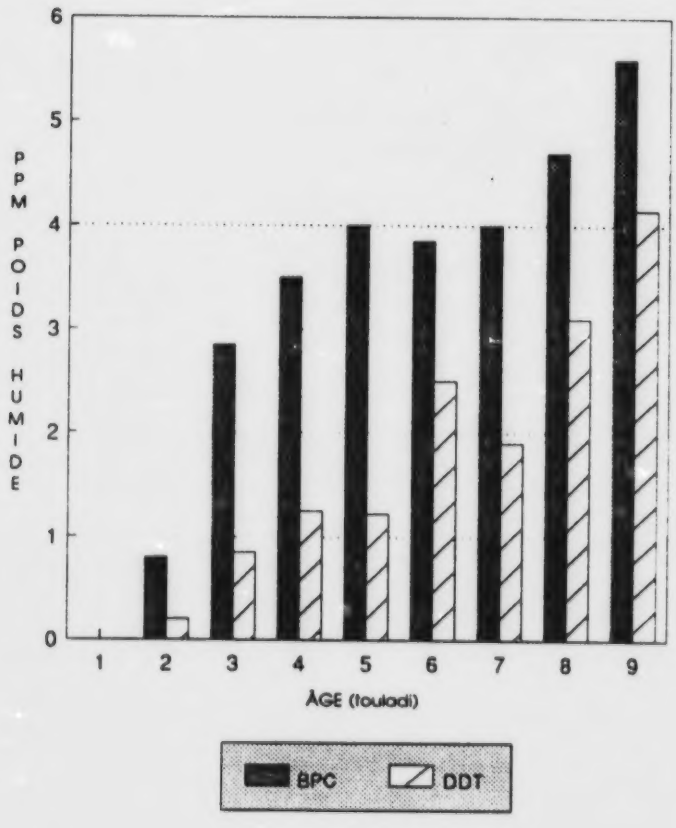


Figure 60

Concentrations moyennes de BPC totaux et de DDT, en fonction de diverses catégories d'âge, chez le touladi entier du lac Ontario, en 1988 (en ppm, poids humide)

Source : D. M. Whittle, ministère des Pêches et des Océans.

LAC ONTARIO

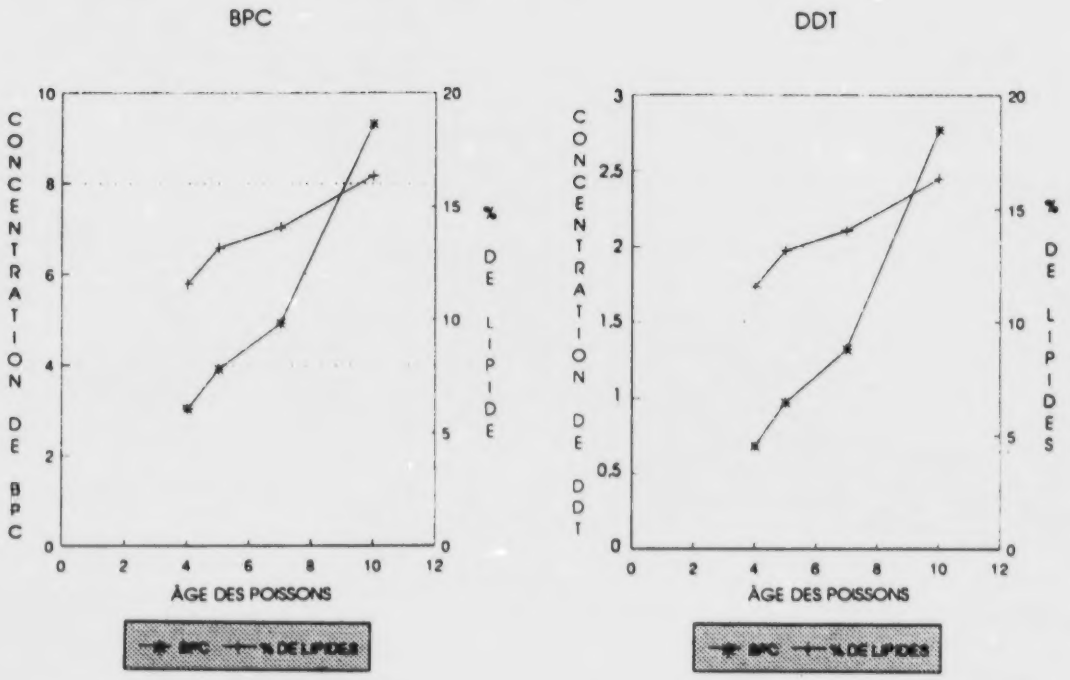


Figure 61

Concentrations de contaminants organochlorés chez le touladi du lac Ontario (filets standard), en fonction de l'âge et de la teneur en lipides des poissons (échantillonnage en 1985)

Source : L. Skinner, *N.Y. Department of Environment and Conservation.*

LAC ONTARIO

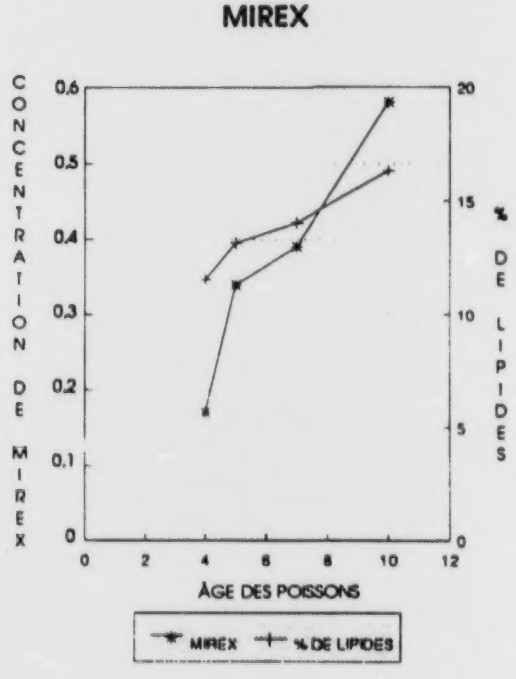


Figure 61 (suite)

Concentrations de contaminants organochlorés chez le touladi du lac Ontario (filets standard), en fonction de l'âge et de la teneur en lipides des poissons (échantillonnage en 1985)

Source : L. Skinner, *N.Y. Department of Environment and Conservation.*

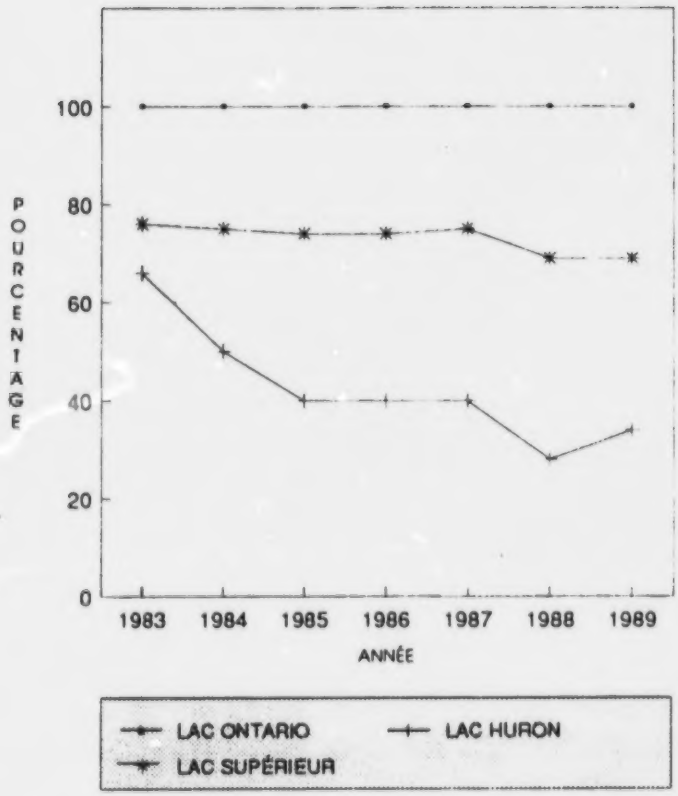


Figure 62

Pourcentage des lieux d'échantillonnage faisant l'objet d'avis relatifs à la consommation du touladi

Source : J. Fitzsimons, ministère des Pêches et des Océans.

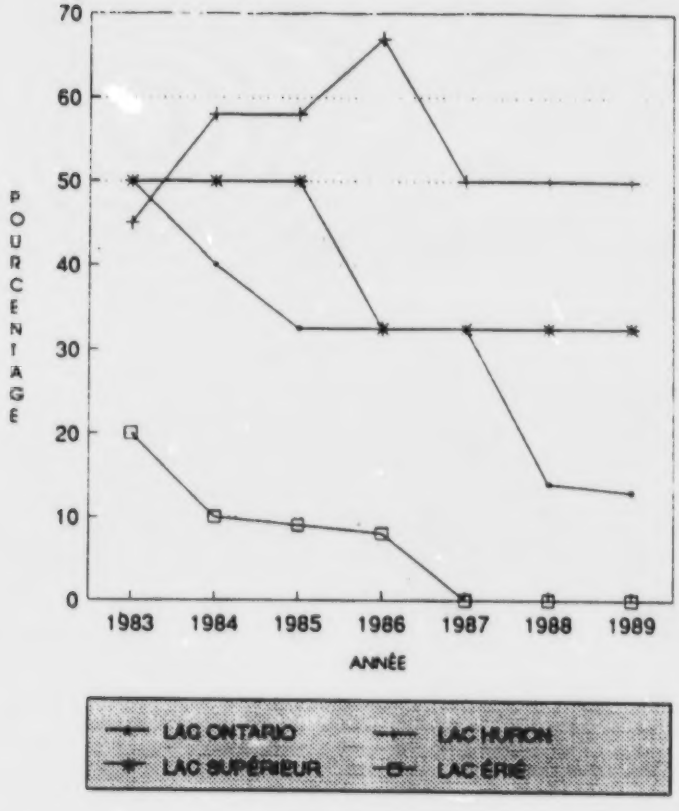


Figure 63

Pourcentage des lieux d'échantillonnage faisant l'objet d'avis relatifs à la consommation de la perchaude

Source : J. Fitzsimons, ministère des Pêches et des Océans.

Figure 64

Carte des «secteurs préoccupants» des Grands Lacs

LES PRODUITS CHIMIQUES TOXIQUES DANS LES GRANDS LACS ET LEURS EFFETS CONNEXES

VOLUME 1, TROISIÈME PARTIE

LES CONCENTRATIONS DES CONTAMINANTS CHEZ LES ESPÈCES FAUNIQUES

RÉSUMÉ

Les concentrations de contaminants organochlorés ont été mesurées dans des échantillons de la faune prélevés dans les Grands Lacs depuis 1968. Le plus important programme de ce genre a été basé sur l'analyse des oeufs de Goéland argenté et entrepris de façon systématique dans tous les Grands Lacs. Ce programme, qui a débuté en 1974, utilise les oeufs de Goéland argenté comme indicateur biologique des concentrations des contaminants dans l'écosystème des Grands Lacs. Presque tous les contaminants organochlorés mesurés ont diminué considérablement à partir du milieu des années 1970 jusqu'au début des années 1980, notamment : les BPC, le 2,3,7,8-TCDD (dioxine, dans le lac Ontario) et les pesticides DDE, mirex et HCB. Depuis lors, les concentrations des contaminants dans les oeufs de Goéland argenté (mesurées en ppm) sont demeurées à peu près constantes. Toutefois, les concentrations de dieldrine ont peu varié au cours de cette période. Les raisons de cette situation sont inconnues. Au cours des années 1980, il y a eu quelques fluctuations faibles mais régulières de la plupart des composés chimiques dans les oeufs de Goéland argenté dans tout le bassin; ces fluctuations ont également été observées dans les données sur les poissons pour les mêmes composés au cours des mêmes périodes. Les concentrations de mirex dans les oeufs de Goéland argenté prélevés dans le lac Ontario sont généralement d'un ordre de grandeur supérieur à celles des autres lacs; les valeurs les plus élevées de résidus de BPC se trouvent dans les oeufs prélevés dans les colonies de la baie Saginaw, du lac Huron et de la baie Green, du lac Michigan, et le long de la rivière Detroit. Les concentrations de 2,3,7,8-TCDD (dioxine) (mesurées en ppt) sont les plus élevées dans les oeufs prélevés dans les colonies de la baie Saginaw et du lac Ontario.

Les données limitées que l'on possède sur les espèces aviaires (cormorans, sternes, bihoreaux) indiquent une baisse générale des concentrations de résidus de substances organochlorées dans les oeufs prélevés entre 1971 et 1989. Les données historiques fournissent la preuve de concentrations élevées de contaminants le long des rives du lac Ontario et du lac Érié par rapport à l'intérieur des terres. La présence de contaminants dans les oeufs de chélydre serpentine donnent une bonne indication des sources locales de contaminants près des zones de terres

humides. Bien qu'il n'y ait aucune donnée antérieure pour cette espèce, les concentrations de contaminants n'ont pas diminué depuis le milieu des années 1980.

Les données sur les concentrations résiduelles chez les espèces fauniques sont presque complètement limitées à une vingtaine de substances organochlorées bien connues. On connaît très peu de chose sur la présence d'autres xénobiotiques chez les espèces fauniques des Grands Lacs.

Les données sur les substances organochlorées bien connues montrent des diminutions des concentrations, diminutions qui coïncident avec les restrictions, et, dans certains cas, l'interdiction de ces produits chimiques. Cependant, depuis quelques années, il se forme un état d'équilibre des concentrations chez la faune, qui est probablement dû au fait que les espèces fauniques sont encore exposées à des sources indirectes de contaminants telles que la remise en suspension des produits chimiques qui se trouvent actuellement dans les sédiments lacustres, le transport à grande distance des polluants atmosphériques, le trop-plein des réseaux d'égout unitaire des zones urbaines, la volatilisation des sols contaminés et le ruissellement agricole par suite de l'utilisation précédente de ces substances. Bien qu'on ne connaisse pas la contribution exacte de chacun de ces apports, ils sont encore plus difficiles à contrôler et demeurent des sources chroniques de contaminants organochlorés.

TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ 335

LISTE DES FIGURES 338

LISTE DES TABLEAUX 340

1. INTRODUCTION 342

2. GOÉLAND ARGENTÉ 345
   - 2.1 Lac Ontario 347
   - 2.2 Rivière Niagara 349
   - 2.3 Lac Érié 350
   - 2.4 Rivière Detroit 351
   - 2.5 Lac Huron 352
   - 2.6 Lac Michigan 354
   - 2.7 Lac Supérieur 355
   - 2.8 Comparaisons entre les lacs 356
   - 2.9 Discussion 357

3. CORMORAN À AIGRETTES 360
   - 3.1 Lac Ontario 361
   - 3.2 Lac Érié 361
   - 3.3 Lac Huron 361
   - 3.4 Lac Supérieur 362
   - 3.5 Discussion 362

4. STERNE CASPIENNE 368

5. STERNE PIERREGARIN 371

6. BIHOREAU À COURONNE NOIRE 373

7. PYGARGUE À TÊTE BLANCHE 375

8. VISON 379

9. CHÉLYDRE SERPENTINE 382

10. ANALYSE 389

11. REMERCIEMENTS 391

12. BIBLIOGRAPHIE 392

LISTE DES FIGURES

Figure 1 Colonies de Goéland argenté, de Sterne caspienne et de Cormoran à aigrettes étudiées dans le bassin des Grands Lacs 398

Figure 2 Concentrations moyennes de Σ BPC et de DDE dans les oeufs de Goéland argenté provenant des colonies des îles Snake et Mugg's du lac Ontario 399

Figure 3 Concentrations moyennes de mirex et de HCB dans les oeufs de Goéland argenté des colonies des îles Snake et Mugg's du lac Ontario 400

Figure 4 Concentrations moyennes de dieldrine et de TCDD dans les oeufs de Goéland argenté des colonies du lac Ontario 401

Figure 5 Concentrations moyennes de substances organochlorées dans les oeufs de Goéland argenté de la colonie de la rivière Niagara 402

Figure 6 Concentrations moyennes de dieldrine et de TCDD dans les oeufs de Goéland argenté de la colonie de la rivière Niagara 403

Figure 7 Concentrations moyennes de Σ BPC et de DDE dans les oeufs de Goéland argenté des colonies du lac Érié dans l'île Middle et au phare de Port Colborne 404

Figure 8 Concentrations moyennes de mirex et de HCB dans les oeufs de Goéland argenté des colonies du lac Érié dans l'île Middle et au phare de Port Colborne 405

Figure 9 Concentrations moyennes de dieldrine et de TCDD dans les oeufs de Goéland argenté des colonies du lac Érié dans l'île Middle et au phare de Port Colborne 406

Figure 10 Concentrations moyennes de contaminants dans les oeufs de Goéland argenté de la colonie de l'île Fighting dans la rivière Detroit 407

Figure 11 Concentrations moyennes de dieldrine et de TCDD dans les oeufs de Goéland argenté de la colonie de l'île Fighting dans la rivière Detroit 408

Figure 12 Concentrations moyennes de Σ BPC dans les oeufs de Goéland argenté des colonies des îles Double, Chantry et Channel-Shelter du lac Huron 409

Figure 13 Concentrations moyennes de DDE dans les oeufs de Goéland argenté des colonies des îles Double, Chantry et Channel-Shelter du lac Huron 410

Figure 14 Concentrations moyennes de mirex dans les oeufs de Goéland argenté des colonies des îles Double, Chantry et Channel-Shelter du lac Huron 411

Figure 15 Concentrations moyennes de HCB dans les oeufs de Goéland argenté des colonies des îles Double, Chantry et Channel-Shelter du lac Huron 412

Figure 16 Concentrations moyennes de dieldrine dans les oeufs de Goéland argenté des colonies des îles Double, Chantry et Channel-Shelter du lac Huron 413

Figure 17 Concentrations moyennes de TCDD dans les oeufs de Goéland argenté des colonies des îles Double, Chantry et Channel-Shelter du lac Huron 414

Figure 18 Concentrations moyennes de Σ BPC et de DDE dans les oeufs de Goéland argenté des colonies des îles Big Sister et Gull du lac Michigan 415

Figure 19 Concentrations moyennes de mirex et de HCB dans les oeufs de Goéland argenté des colonies des îles Big Sister et Gull du lac Michigan 416

Figure 20 Concentrations moyennes de dieldrine et de TCDD dans les oeufs de Goéland argenté des colonies des îles Big Sister et Gull du lac Michigan 417

Figure 21 Concentrations moyennes de Σ BPC et de DDE dans les oeufs de Goéland argenté des colonies de l'île Granite et d'Agawa Rock du lac Supérieur 418

Figure 22 Concentrations moyennes de mirex et de HCB dans les oeufs de Goéland argenté des colonies de l'île Granite et d'Agawa Rock du lac Supérieur 419

Figure 23 Concentrations moyennes de dieldrine et de TCDD dans les oeufs de Goéland argenté des colonies de l'île Granite et d'Agawa Rock du lac Supérieur 420

Figure 24 Concentrations de DDE, de BPC et de dieldrine dans les oeufs provenant des nids de Pygargue à tête blanche sur les rives des lacs Supérieur et Érié 421

Figure 25 Concentrations de dieldrine, de DDE et de BPC dans les oeufs de Pygargue à tête blanche prélevés le long des rives des Grands Lacs, de 1969 à 1986 422

Figure 26 Emplacements des nids de Pygargue à tête blanche situés le long des rives et soumis à un échantillonnage de 1986 à 1988 423

Figure 27 Lieux de prélèvement des oeufs de chélydre serpentine, de 1981 à 1989 424

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1 Concentrations moyennes de substances organochlorées dans les oeufs de Goéland argenté prélevé chaque année dans les colonies des Grands Lacs, en 1989 359

Tableau 2 Résumé des concentrations de substances organochlorées dans les oeufs de Cormoran à aigrettes 363

Tableau 3 Résidus de substances organochlorées dans les oeufs de Sterne caspienne des Grands Lacs, en 1980 et 1981 368

Tableau 4 Comparaison entre les concentrations historiques et actuelles des résidus de substances organochlorées dans les oeufs de Sterne caspienne du lac Huron et du lac Ontario 370

Tableau 5 Concentrations moyennes géométriques des résidus de substances organochlorées dans les oeufs de Sterne pierregarin, en 1981 371

Tableau 6 Comparaison entre les concentrations résiduelles historiques et celles de 1981 dans les oeufs de Sterne pierregarin du lac Ontario, du lac Érié, de la rivière Detroit et du lac Huron 372

Tableau 7 Valeurs moyennes et intervalles des résidus de substances organochlorées trouvés dans les oeufs de Bihoreau à couronne noire des colonies des Grands Lacs, en 1982 373

Tableau 8 Comparaison historique des résidus de substances organochlorées trouvés dans les oeufs de Bihoreau à couronne noire des colonies de la partie aval des Grands Lacs, de 1976 à 1986 374

Tableau 9 Concentrations de substances organochlorées dans les oeufs prélevés dans les nids de Pygargue à tête blanche dans le bassin des Grands Lacs, de 1986 à 1988 376

Tableau 10 Résidus de BPC et de DDE dans des échantillons composites de visons provenant de cinq régions du lac Ontario, hivers 1981-1982 et 1982-1983 380

Tableau 11 Résidus de BPC et de DDE dans les homogénats corporels de visons provenant de cinq régions du lac Érié, hivers 1978 et 1979 381

Tableau 12 Concentrations moyennes de résidus de substances organochlorées dans les oeufs de chélydre serpentine des terres humides des Grands Lacs et du fleuve Saint-Laurent, en 1981 et 1984 383

Tableau 13 Concentrations moyennes de substances organochlorées dans les oeufs de chélydre serpentine des populations du lac Ontario et du lac Érié, en 1986 et 1987 384

Tableau 14 Concentrations moyennes de substances organochlorées dans les oeufs de chélydre serpentine des populations des Grands Lacs et du fleuve Saint-Laurent, en 1988 et 1989 387

Tableau 15 Concentrations de congénères de dioxines et de furanes dans les oeufs de chélydre serpentine, en 1988 388

Tableau 16 Résumé des concentrations de BPC et de DDE chez diverses espèces fauniques des Grands Lacs, dans le lac Ontario, en 1981 390

1. INTRODUCTION

Le poisson constitue la principale source alimentaire de nombreuses espèces fauniques de l'écosystème aquatique des Grands Lacs. La troisième partie de ce rapport résume les tendances au niveau des concentrations résiduelles de contaminants chez les oiseaux piscivores, les reptiles et les mammifères qui se trouvent dans le bassin des Grands Lacs. Les espèces en question sont réparties en quatre groupes :

1) les oiseaux nicheurs en colonies - le goéland, le cormoran, la sterne, le Bihoreau à couronne noire;
2) les oiseaux de proie - le Pygargue à tête blanche;
3) les mammifères - le vison;
4) les reptiles - la chélydre serpentine.

En tant que prédateurs se trouvant au sommet du réseau trophique, ces espèces sont des indicateurs biologiques des contaminants présents dans l'écosystème des Grands Lacs. Ils peuvent accumuler les concentrations les plus élevées de contaminants organochlorés qui se trouvent dans le réseau trophique.

En 1968, le Service canadien de la faune (SCF) a entrepris des études visant à mesurer les concentrations de contaminants toxiques chez les oiseaux piscivores après avoir constaté des échecs de reproduction et des baisses de population chez le Cormoran à aigrettes, le Goéland argenté et la sterne dans le bassin des Grands Lacs. Le but initial était d'étudier le rapport entre les concentrations de composés organochlorés dans les oeufs et les échecs de reproduction (Gilbertson, 1974; Teeple, 1977; Gilman *et al.*, 1977a; Gilbertson et Fox, 1977; Postupalsky, 1978; Gilbertson, 1983; Mineau *et al.*, 1984). Les premiers résultats du programme ont montré que les populations du lac Ontario et du lac Michigan étaient parmi les plus contaminées au monde. On attribue cette situation à la densité de la population humaine et à l'activité industrielle que l'on rencontre dans le bassin des Grands Lacs ainsi qu'au transport à grande distance de contaminants dans cette région. On a trouvé que les types et les concentrations de résidus relevés chez la faune dépendent de la situation géographique de l'animal, de son choix de proies, de ses préférences en

matière d'habitat et de sa position dans le réseau trophique. Des facteurs comme les différences dans le métabolisme entre les espèces et la proportion des lipides corporels sont également importants.

La plupart des concentrations examinées dans ce rapport portent sur les résidus organiques dans les oeufs d'oiseaux. Chez le Goéland argenté, les concentrations de substances organochlorées des oeufs correspondent exactement aux concentrations de ces substances dans le foie des adultes (Braune et Norstrom, 1989). On peut s'attendre à un rapport égal pour les autres espèces d'oiseaux piscivores. Au moment de la formation de l'oeuf, les composés organochlorés passent dans l'oeuf en même temps que les lipides nécessaires à la production du vitellus. Les oeufs sont relativement faciles à prélever et n'obligent pas de tuer des organismes adultes. Les femelles remplacent généralement les oeufs ainsi perdus si ces derniers sont prélevés tôt dans la saison.

Ce rapport contient un examen des données disponibles sur les concentrations de produits chimiques toxiques chez les espèces fauniques. Il comporte un important ensemble de données continues sur les substances organochlorées pour le Goéland argenté, et l'on y analyse les tendances des concentrations de substances organochlorées comme les BPC, le DDE, les HCB, le mirex, la dieldrine et les dioxines (2,3,7,8-tétrachloro-dibenzo-p-dioxine, appelée TCDD dans le texte) présents dans les oeufs. Les concentrations de ces contaminants chez le Cormoran à aigrettes, la Sterne caspienne, la Sterne pierregarin, le Bihoreau à couronne noire, le Pigargue à tête blanche, le vison et la chélydre serpentine seront également examinées. Bien qu'il existe des données fiables pour le Goéland à bec cerclé et la Sterne de Forster, elles sont relativement rares (aussi bien du point de vue du nombre d'années que des lieux d'échantillonnage); aussi ne sont-elles pas incluses dans le rapport. Ce rapport porte sur les tendances temporelles et les comparaisons entre les lacs; on y explore également les similitudes entre les espèces et les taxons. La figure 1 présente les lieux d'échantillonnage pour le Goéland argenté, la Sterne caspienne et le Cormoran à aigrettes, tandis que les figures 24, 26 et 27 respectivement montrent ceux du Pygargue à tête blanche et de la chélydre serpentine. Les lieux d'échantillonnage du Bihoreau à couronne noire sont les mêmes que pour les autres espèces.

Les informations de base en ce qui a trait aux résidus de produits organochlorés chez les oiseaux aquatiques des Grands Lacs sont très limitées. Le plus important ensemble de données a été compilé par le *Fish and Wildlife Service* des États-Unis pour les canards abattus par les chasseurs dans les États continentaux. Depuis 1981, l'État de New York publie chaque année des avis relatifs à la consommation des oiseaux aquatiques; en 1986, l'État du Wisconsin a établi des directives relatives à la consommation. Au Canada, l'étude la plus exhaustive a été faite sur le gibier à plume du lac Sainte-Claire par l'Institut des Grands Lacs (1987). L'interprétation des données sur les contaminants chez la faune est compliquée par des facteurs physiologiques et comportementaux, et le SCF met actuellement au point des protocoles d'échantillonnage pour réduire au minimum le rôle de ces variables. Nous avons actuellement besoin d'un programme global de surveillance pour les oiseaux aquatiques et pour l'élaboration de directives canadiennes en matière de consommation afin d'aider les chasseurs. Santé et Bien-être social Canada vient de publier (1990) des directives en matière de consommation du canard plongeur en Colombie-Britannique. Il n'y a pas encore de directives canadiennes semblables pour le canard sauvage dans le bassin des Grands Lacs.

2. GOÉLAND ARGENTÉ

Le Goéland argenté est un indicateur des concentrations de produits chimiques toxiques présents dans l'écosystème des Grands Lacs (Mineau *et al.*, 1984). Piscivore (il se nourrit principalement de gaspareaux et d'éperlans arc-en-ciel), cette espèce est un prédateur qui se trouve au sommet du réseau trophique aquatique des Grands Lacs. La nourriture du Goéland argenté consiste également en mammifères, insectes, oiseaux et oeufs d'oiseaux, amphibiens, vers de terre, détritus et écrevisses. Le poisson constitue cependant l'aliment le plus important (Fox *et al.*, 1990). Des diverses espèces d'oiseaux piscivores qui ont pu être utilisées comme indicateurs, le Goéland argenté est la seule espèce qui demeure dans la région des lacs toute l'année (Moore, 1976). D'autres oiseaux aquatiques coloniaux comme la sterne, le cormoran et d'autres espèces de goélands migrent chaque année et peuvent donc accumuler une partie de leur charge de contaminants à l'extérieur du bassin des Grands Lacs. Les possibilités sont extrêmement faibles pour que des oiseaux étrangers à la région des Grands Lacs aient été inclus par inadvertance dans le programme d'échantillonnage du Goéland argenté (Weseloh, 1984). Enfin, les Goélands argentés sont abondants et se reproduisent dans les cinq Grands Lacs (bien qu'il n'y ait aucune colonie dans le sud du lac Michigan), permettant ainsi une comparaison des concentrations de contaminants entre les lacs. Une analyse récente (Weseloh *et al.*, 1990) laisse supposer que, dans certaines circonstances, les concentrations résiduelles dans les oeufs de Goélands argentés peuvent également indiquer une contamination régionale.

Des oeufs de Goélands argentés provenant de colonies de toutes les parties des Grands Lacs ont été prélevés et analysés depuis 1974 dans le cadre d'un programme de surveillance à long terme des produits chimiques toxiques entrepris par le Service canadien de la faune (SCF). Les 13 mêmes lieux d'échantillonnage ont été visités chaque année (figure 1); on y a prélevé de 10 à 13 oeufs frais à chaque endroit, et les oeufs ont été ensuite analysés en ce qui a trait à la présence de 20 composés organochlorés, de 41 congénères de BPC et de 9 congénères de dioxines et de furanes. Les premiers résultats du programme ont été revus par Mineau *et al.* (1984). Les résultats récents du programme paraissent dans Stalling *et al.* (1985), Struger *et al.* (1985), Norstrom *et al.* (1986), CMI (1987), Braune et Norstrom

(1989) et Bishop *et al.* (en cours de rédaction). Les données sur les substances organochlorées sont basées sur les analyses individuelles de 10 oeufs provenant de chaque colonie, sauf dans les cas suivants : tous les résultats sur le TCDD sont basés sur l'analyse d'un ensemble composite de 10 oeufs par colonie; les données postérieures à 1985 pour les autres composés sont également basées sur une seule analyse d'un ensemble composite de 10 oeufs pour chaque colonie. Les teneurs moyennes en lipides dans les oeufs variaient de 8,4 à 10,0 % par colonie. Les rapports présentent les données pour deux colonies dans chacun des Grands Lacs (trois pour le lac Huron) et pour les colonies des rivières Niagara et Detroit. Les résultats sont présentés pour chaque colonie, et les concentrations résiduelles sont fournies pour illustrer les tendances temporelles.

Congénères de BPC

Il existe au total 209 congénères possibles de BPC qui sont identifiés par le nombre d'atomes de chlore et la position de ces derniers sur la structure des biphényles. Les analyses portant sur les congénères montrent que les divers BPC s'accumulent de différentes façons dans les organismes. La bioaccumulation sélective que l'on retrouve dans la chaîne alimentaire gaspareau-Goéland argenté traduit une dépendance des congénères de BPC sur le mode de substitution du chlore.

Les premières concentrations de BPC relevées dans les oeufs de Goéland argenté étaient basées sur les résultats d'un mélange en proportions égales d'Aroclor 1254 et d'Aroclor 1260. Ces résultats sont environ deux fois plus élevés que la mesure la plus utile et la plus précise relative aux BPC connus sous le symbole Σ BPC (soit la somme de 41 congénères de BPC). Récemment, on a calculé des facteurs de conversion de l'ancien mélange en proportions égales d'Aroclor 1254 et d'Aroclor 1260 en Σ BPC. Les facteurs de conversion sont les suivants : lac Ontario, 0,466; lac Érié, 0,448; lac Huron; 0,487; lac Supérieur, 0,453; lac Michigan et voies interlacustres, 0,464 (R. Turle, SCF, comm. pers.). Bien que ces facteurs soient exacts pour les oeufs de Goéland argenté, ils n'ont pas été établis pour les autres tissus ou les autres espèces. Il faut faire bien attention lors de la comparaison des concentrations de BPC dans le rapport avec les autres valeurs publiées qui ont peut-être été obtenues à l'aide d'une méthode analytique différente, de

normes différentes ou encore de valeurs différentes relatives aux Σ BPC basées sur des ensembles non identiques de congénères de BPC. Dans le présent rapport, les valeurs relatives aux BPC présentées pour les oeufs de Goéland argenté sont des valeurs de Σ BPC. À l'exception des données récentes sur la chélydre serpentine, tous les autres résultats sont basés sur un mélange en proportions égales d'Aroclor 1254 et d'Aroclor 1260.

2.1 LAC ONTARIO

Les données examinées dans cette section ont été obtenues avec des oeufs prélevés dans l'île Snake, à l'extrémité ouest du fleuve Saint-Laurent, et dans l'île Mugg's, dans le port de Toronto. Les données relatives au TCDD ont été recueillies dans le port de Hamilton et dans l'île Scotch Bonnet (figure 1). Les concentrations de 1974 à 1988 sont présentées par colonie et par contaminant. En 1989, les concentrations de contaminants dans les oeufs de Goéland argenté du lac Ontario étaient de beaucoup inférieures aux concentrations signalées en 1974.

Depuis 1974, les concentrations de Σ BPC dans les oeufs de goéland des îles Mugg's et Snake ont diminué respectivement de 77 et 65 ppm à 16 et 14 ppm. Ces diminutions ont ralenti au cours des quatre dernières années (figure 2). Les concentrations de DDE montrent une tendance semblable et se sont stabilisées autour de 5 ppm (figure 2).

Les concentrations de mirex relevées dans les oeufs provenant des colonies du Lac Ontario (figure 3) sont d'un ordre de grandeur supérieur à celles trouvées dans les oeufs des autres colonies des Grands Lacs (figures 5, 10, 14, 19 et 22), et cela, en raison de deux sources historiques : une usine de fabrication sur la rivière Niagara et une usine de distribution à Oswego, dans l'État de New York. De 1974 à 1978, les concentrations de mirex dans les oeufs de goéland ont diminué rapidement, à un rythme comparable à celui qui a été observé chez les jeunes Goélands argentés dosés expérimentalement (Clark *et al.*, 1987). L'usine de fabrication a fermé ses portes en 1976. Les récentes concentrations résiduelles relevées dans les colonies du lac Ontario semblent s'être stabilisées à environ 1 ppm, ce qui ne reflète probablement que l'apport continu de sources indirectes comme le transport à grande distance de contaminants et la remise en suspension des sédiments.

Les résidus de HCB dans les oeufs ont diminué de façon constante dans l'île Snake et dans l'île Mugg's (figure 3). Au cours des quatre dernières années, toutefois, on n'a observé aucun changement réel du niveau de HCB dans aucune de ces colonies, les concentrations se stabilisant sous 0,1 ppm.

Comme dans le cas des autres substances organochlorées, les concentrations de dieldrine dans les oeufs provenant de ces deux colonies sont inférieures aujourd'hui à ce qu'elles étaient en 1974 (figure 4), bien que les diminutions ne soient pas aussi importantes que dans le cas des autres produits organochlorés. Ces niveaux ont pu varier au cours des 4 ou 5 dernières années.

La figure 4 présente les concentrations de TCDD dans les oeufs de quatre colonies du lac Ontario. Les concentrations de TCDD dans les oeufs de la colonie de l'île Snake ont diminué de moitié entre 1981 et 1984. Les concentrations sont demeurées relativement constantes depuis lors, avec de faibles fluctuations ou des diminutions plus lentes. En 1989, les concentrations de TCDD étaient de 91 ppt. Une plus longue série temporelle de valeurs relatives au TCDD a été établie à partir d'échantillons archivés entreposés à la Banque nationale de tissus du SCF (Elliot, 1984). Ces échantillons ont été prélevés dans une colonie de l'île Scotch Bonnet, près de Brighton, sur la rive nord du lac Ontario. Les données couvrent la période de 1971 à 1982 et indiquent une importante diminution, passant de 2000 ppt en 1971 à 204 ppt en 1982. Bien qu'inférieures, les données sur les concentrations relevées dans des oeufs de goéland provenant du port de Hamilton (de 1984 à 1988) n'indiquent aucune diminution.

Au cours de la période de 1981 à 1989, les concentrations de résidus de TCDD dans les oeufs provenant des colonies du lac Ontario et de la baie Saginaw, dans le lac Huron, étaient au moins deux fois supérieures à celles de toutes les autres colonies des Grands Lacs. On croit que les concentrations élevées trouvées dans les oeufs des colonies du lac Ontario sont dues à l'existence passée d'une usine chimique sur la rivière Niagara qui a déjà produit du 2,4,5-trichlorophénol. Le TCDD peut être formé au cours de la production de ce produit chimique, et les contaminants présents dans les eaux usées ont pu pénétrer dans la rivière Niagara pour ensuite se jeter dans le lac Ontario. La production de 2,4,5-trichlorophénol a été arrêtée vers le milieu des années 1970, après quoi on a observé des diminutions de

résidus de TCDD dans les oeufs prélevés dans la colonie de Scotch Bonnet. Cependant, les concentrations résiduelles trouvées dans les oeufs des colonies du lac Ontario demeurent plus élevées que celles relevées dans les oeufs provenant des colonies des autres lacs. Les «niveaux de base» de PCDD et de PCDF (de 10 à 20 ppt pour le TCDD) peuvent être attribués au dépôt atmosphérique (Norstrom, en cours de rédaction).

La plupart des données sur les résidus de substances organochlorées dans les oeufs prélevés dans les colonies du lac Ontario montrent une faible augmentation des concentrations de contaminants en 1981-1982 et probablement en 1984-1985. Bien que les raisons de ces augmentations ne soient pas claires, il convient de noter ce qui suit :

1) Il se produit des pulsions sporadiques de décharge ponctuelle ou de recyclage des sédiments.

2) Il peut se produire des changements au niveau du réseau trophique, comme des cycles dans les populations de poissons, qui peuvent avoir des effets sur la nourriture des goélands et les concentrations de contaminants dans celle-ci (Fox *et al.*, 1990).

3) Il existe certaines variables climatiques non encore déterminées.

L'augmentation des concentrations de contaminants, survenue en 1981-1982, dans les oeufs de Goéland argenté des colonies du lac Ontario se reflète dans les changements semblables qui ont été observés dans les colonies des autres lacs ainsi que chez les poissons.

2.2 RIVIÈRE NIAGARA

Les échantillons d'oeufs de goéland mentionnés dans cette section ont été prélevés dans une île sans nom située à environ 300 mètres en amont des chutes Niagara, du côté canadien de la rivière (figure 1). Les données portent sur les années 1979 à 1989.

Les résidus de Σ BPC et de DDE ont diminué constamment, respectivement depuis 1979 et 1981 (figure 5). Les résidus de mirex dans les oeufs de goéland des colonies de la rivière Niagara ont fluctué, atteignant une

valeur maximale en 1982. En 1988, les concentrations se situaient à l'intérieur d'un ordre de grandeur des oeufs prélevés dans les colonies du lac Ontario, et elles étaient supérieures aux concentrations de résidus trouvées dans les oeufs des colonies des autres lacs (figure 5). Les concentrations de résidus de HCB ont diminué au cours de la période de l'étude. Les concentrations de dieldrine dans les oeufs de goéland ont connu très peu de variations depuis 1979 et continuent de se situer autour de 0,2 ppm (figure 6), ce qui se compare aux concentrations de dieldrine dans les oeufs provenant d'autres endroits. Les données sur le TCDD sont disponibles entre les années 1981 et 1989; elles indiquent une diminution globale, allant de 87 à 18 ppt, même si elles ont fluctué depuis 1983. Les données sur les concentrations de TCDD, de dieldrine, de HCB et de mirex accusent une légère augmentation en 1984.

2.3 LAC ÉRIÉ

Les échantillons d'oeufs de Goéland argenté mentionnés dans cette section ont été prélevés dans l'île Middle, dans le bassin ouest, et au phare de Port Colborne, dans l'est du lac Érié (figure 1). Les résidus actuels de Σ BPC, de DDE, de mirex et de HCB sont bien inférieurs à ceux qui ont été signalés en 1974.

Les résidus de Σ BPC ont diminué aux deux endroits (figure 7), et les niveaux de 1989 sont semblables à ceux relevés dans les oeufs des colonies de Goéland argenté du lac Ontario. Une faible augmentation des concentrations s'est produite en 1981-1982 et en 1984-1985 dans les deux colonies.

Les concentrations de DDE ont diminué dans les oeufs prélevés dans l'île Middle et à Port Colborne, alors même que les tendances temporelles étaient dissemblables au début. De 1974 à 1978, les concentrations dans l'île Middle ont commencé par augmenter puis ont rapidement diminué; par contre, la charge en DDE des oeufs de goéland de Port Colborne a diminué au cours de cette période. Depuis 1978, les concentrations se sont stabilisées dans les deux populations. L'augmentation de 1981-1982 est visible dans l'échantillon de Port Colborne, mais elle ne s'est pas produite dans les oeufs de l'île Middle. Dans les oeufs provenant des deux colonies, les concentrations sont actuellement d'environ 2 à 3 ppm, comparativement à 6 à 9 ppm en 1974 (figure 7).

Les concentrations de mirex dans les oeufs de l'île Middle ont diminué de 0,44 ppm en 1974 à 0,03 ppm en 1989. Les tendances temporelles indiquent qu'il y a eu une diminution initiale rapide suivie d'une stabilisation à partir de 1978. La concentration de mirex dans les oeufs prélevés à Port Colborne en 1989 (0,32 ppm) est d'un ordre de grandeur supérieur à celui des oeufs de l'île Middle. La colonie du phare de Port Colborne se trouve près de la rivière Niagara, à l'intérieur de l'aire d'alimentation des goélands de la rivière Niagara (où il y a eu une source de mirex pendant de nombreuses années) et du lac Ontario. Les concentrations résiduelles dans les oeufs de cette colonie ont fluctué grandement, mais semblent s'être stabilisées au cours des cinq dernières années entre 0,2 et 0,4 ppm (figure 8).

Les concentrations de HCB dans les oeufs de goéland de l'île Middle et de Port Colborne montrent une diminution initiale rapide de 1974 à 1977, ce qui correspond à la demi-vie relativement courte calculée pour ce composé (Clark *et al.*, 1987). Depuis lors, les concentrations se sont stabilisées.

Les résidus de dieldrine dans les oeufs de goéland des deux colonies du lac Érié n'ont pas diminué aussi rapidement que dans le cas des autres composés. Les niveaux ont continué à fluctuer autour de 0,2 ppm depuis 1980 (figure 9). Étant donné que la demi-vie de la dieldrine est semblable à celle des HCB (Clark *et al.*, 1987), cela suppose un apport considérable continuel de ce composé.

Il existe des données sur les concentrations de TCDD de 1981 à 1989 pour la colonie de goélands de l'Île Middle, où l'on a observé une diminution générale de 25 ppt en 1981 à 16 ppt en 1989. Cependant, il y a eu une augmentation de 1983 à 1987 (figure 9). Les données de 1984 à 1989 sur la colonie de Port Colborne n'indiquent aucune tendance discernable. Les concentrations de TCDD étaient supérieures dans la colonie de Port Colborne.

Les concentrations de résidus de substances organochlorées dans les oeufs de goéland des colonies du lac Érié étaient inférieures à celles des colonies du Lac Ontario. Au cours des dernières années, les concentrations de contaminants n'ont pas diminué aussi rapidement qu'au cours des années précédentes.

2.4 RIVIÈRE DETROIT

Les oeufs de Goéland argenté ont été échantillonnés dans l'île Fighting, dans la rivière Detroit, de 1978 à 1989 (figure 1). Les concentrations

résiduelles des six composés organochlorés ont diminué, à l'exception de la dieldrine. Les concentrations de Σ BPC ont diminué, de 65 ppm en 1979 à 27 ppm en 1989. Depuis 1982, les concentrations de résidus de BPC ont fluctué entre 20 et 40 ppm dans les oeufs de goéland de l'île Fighting (figure 10). Les concentrations de DDE ont également connu une diminution au cours de la période à l'étude, passant de 9,4 ppm en 1978 à 2,2 ppm en 1989, et elles semblent s'être stabilisées depuis 1983 (figure 10).

Les concentrations de mirex dans les oeufs de goéland de la rivière Detroit ont diminué, accusant la même tendance observée dans d'autres colonies. Toutefois, elles ont connu une augmentation anormale de 1982 à 1985, avec des niveaux atteignant 0,37 ppm en 1985, soit près de trois fois la valeur relevée dans les années précédentes. Les concentrations ont diminué depuis et les résidus relevés en 1989 étaient de 0,04 ppm chez le Goéland argenté, soit une valeur semblable à celles signalées aux autres endroits à l'extérieur du lac Ontario (figure 10).

Les concentrations de HCB dans les oeufs de goéland de la rivière Detroit ont diminué de façon constante de 1979 (0,33 ppm) à 1989 (0,05 ppm) (figure 10). Les concentrations de dieldrine ont fluctué au cours de la période de l'étude et n'ont montré aucune tendance temporelle claire. Les niveaux variaient entre 0,24 ppm en 1982 à 0,06 ppm en 1989 (figure 11).

Les oeufs de goéland de l'île Fighting ont été analysés relativement à la présence de TCDD depuis 1981, et les concentrations ont diminué, passant de 49 à 13 ppt en 1989 (figure 11).

2.5 LAC HURON

Les échantillons d'oeufs de Goéland argenté mentionnés dans cette section ont été prélevés dans trois colonies du lac Huron : dans l'île Double, de la baie Georgienne, dans l'île Chantry, qui fait partie du bassin principal, et dans l'île Channel-Shelter, de la baie Saginaw (figure 1). Pour les colonies du bassin principal, les données de 1974 à 1989 sont présentées par contaminant. Les données sur l'île Channel-Shelter sont disponibles de 1980 à 1989.

Les concentrations de Σ BPC dans les oeufs de goéland ont diminué de 27 ppm en 1974 à 7 ppm en 1989 pour ce qui est de l'île Double, et de 42

à 3 ppm dans l'île Chantry (figure 12). Les niveaux semblent s'être stabilisés depuis 1980, à l'exception d'une période de pointe en 1981-1982. Les concentrations résiduelles de Σ BPC de la colonie de la baie Saginaw n'ont diminué que légèrement, soit de 34 à 28 ppm, et sont beaucoup plus élevées que les concentrations relevées dans les oeufs des deux autres colonies du lac Huron.

Les concentrations résiduelles de DDE (figure 13) ont diminué dans les oeufs prélevés dans les trois colonies, celles de l'Île Chantry se produisant le plus tôt et le plus rapidement, suivies d'une stabilisation. Les concentrations sont plus élevées dans l'île Channel-Shelter, dans la baie Saginaw (7 ppm). Ces niveaux élevés dans les oeufs provenant de la colonie de la baie Saginaw sont probablement dus à l'utilisation prolongée de DDT dans le bassin hydrographique de la rivière et de la baie Saginaw.

Les concentrations de mirex dans les îles Double et Channel-Shelter ont connu des tendances temporelles à la baisse (figure 14). En 1974, la colonie de l'île Chantry affichait des niveaux élevés (2,2 ppm), comparables à ceux enregistrés pour le lac Ontario. Les concentrations résiduelles sont par la suite tombées à 0,05 ppm en 1989. Il n'y a eu aucun changement majeur quant aux concentrations dans cette colonie depuis 1977.

Les concentrations de HCB dans les colonies de l'île Chantry et de l'île Double connaissent une tendance semblable, avec une diminution initiale rapide se produisant entre 1974 et 1979, suivie d'une stabilisation à environ 0,02 ppm. Des charges plus élevées en HCB ont été trouvées dans les échantillons de l'île Channel-Shelter de 1981 à 1989; cependant, depuis 1984, les niveaux ont fluctué sous 0,1 ppm (figure 15).

Comme nous l'avons signalé pour les colonies des autres lacs, les concentrations de dieldrine dans les oeufs n'ont pas diminué rapidement dans les colonies des îles Double et Chantry entre 1974 et 1989. Les résidus de dieldrine dans les oeufs de goéland de l'île Channel-Shelter ne montrent aucune diminution apparente de 1980 à 1989 (figure 16).

Les concentrations de TCDD dans les oeufs de goéland de l'île Double ont été mesurées depuis 1984 et aucune tendance n'est apparue (figure 17). Une analyse récente (Norstrom, en cours de rédaction) a indiqué que ces niveaux correspondent peut-être à une source atmosphérique de particules dues à la combustion. Quant aux prélèvements d'oeufs dans les îles Chantry

et Channel-Shelter, les analyses ont été effectuées de 1981 à 1989. Les niveaux dans les oeufs de l'île Chantry accusent une diminution qui s'est produite entre 1982 et 1989 (de 61 ppt à 12 ppt). Les concentrations relevées dans l'île Channel-Shelter sont beaucoup plus élevées et ont diminué, passant de 214 ppt en 1982 à 78 ppt en 1989. Ces niveaux sont équivalents aux concentrations résiduelles mesurées dans les oeufs des colonies du lac Ontario et sont considérablement plus élevés que les concentrations actuelles de toutes les autres colonies des Grands Lacs. Ces données indiquent une source de TCDD de l'usine de 2,4,5-trichlorophénol sur la rivière Tittabawassee, dans l'État du Michigan, qui se jette dans la baie Saginaw (Norstrom, en cours de rédaction).

En résumé, les concentrations de Σ BPC, de DDE et de HCB étaient les plus faibles dans la colonie de l'île Double, dans le chenal North. Les concentrations de TCDD, de BPC, de mirex et de DDE étaient les plus élevées dans la colonie de l'île Channel-Shelter, dans la baie Saginaw.

2.6 LAC MICHIGAN

Les échantillons d'oeufs de Goéland argenté mentionnés dans cette section ont été prélevés dans deux colonies : l'île Gull, à l'extrémité septentrionale du lac, et l'île Big Sister, dans la baie Green (figure 1). Les oeufs de l'île Big Sister ont été prélevés de 1971 à 1989 et ceux de l'île Gull, de 1978 à 1989.

Les tendances relatives aux charges de Σ BPC étaient semblables dans les deux endroits avec des concentrations résiduelles allant en diminuant vers la fin des années 1970 et le début des années 1980. Depuis 1983, les niveaux se sont stabilisés entre environ 10 et 20 ppm. Les concentrations moyennes variaient de 77 ppm en 1973 à 10 ppm en 1989 dans l'île Big Sister, et de 42 ppm en 1978 à 10 ppm en 1989 dans l'île Gull (figure 18).

La tendance des concentrations de DDE dans les oeufs prélevés dans les deux colonies indique qu'une diminution rapide s'est produite dans les années 1970. Cette diminution a été suivie d'une stabilisation au cours des années 1980. Depuis 1983, les concentrations de DDE dans les oeufs des colonies de l'île Big Sister et de l'île Gull se sont stabilisées à environ 5 ppm (figure 18).

La concentration de mirex la plus élevée a été signalée dans les échantillons de 1971 à l'île Big Sister (0,68 ppm). Les données temporelles

pour les deux colonies indiquent que les résidus ont diminué puis se sont stabilisés au cours des années 1980 (figure 19).

Les concentrations de HCB dans les oeufs de la colonie de l'île Big Sister sont tombées de 0,42 ppm en 1971 à moins de 0,1 ppm au cours des années 1980. Les concentrations résiduelles relevées dans l'île Gull sont également inférieures à 0,1 ppm (figure 19).

Comme dans les autres colonies, les concentrations de dieldrine n'ont pas diminué considérablement dans les oeufs des colonies du lac Michigan (figure 20). Les échantillons de l'île Gull indiquent de faibles diminutions, tandis que les concentrations relevées dans l'île Big Sister étaient en réalité supérieures en 1987 à celles de 1971.

Les concentrations de TCDD relevées dans les oeufs de l'île Big Sister ont diminué de façon spectaculaire entre 1971 et 1972 pour ensuite diminuer de façon plus graduelle jusqu'à aujourd'hui. Au cours des quatre dernières années, les concentrations se sont stabilisées à un «niveau de base» de 10 à 20 ppt (Norstrom, en cours de rédaction). Les concentrations de dioxines pour l'île Gull sont également de cet ordre (figure 20).

2.7 LAC SUPÉRIEUR

Les échantillons d'oeufs de Goéland argenté mentionnés dans cette section ont été prélevés dans les colonies de l'île Granite et d'Agawa Rock (figure 1). On y présente les concentrations résiduelles de 1974 à 1989. Les concentrations de résidus de Σ BPC, de DDE, de mirex et de HCB sont plus faibles aujourd'hui qu'en 1974.

Comme dans les autres lacs, les concentrations de Σ BPC ont connu une diminution puis se sont stabilisées autour de 7 ppm vers les années 1980 (figure 21). Bien qu'initialement plus élevées dans les oeufs de l'île Granite, les concentrations de DDE ont également connu une tendance à la baisse semblable dans les deux colonies. Les concentrations se sont stabilisées entre 2 et 7 ppm depuis 1980. L'augmentation de 1981-1982 dans les niveaux de contaminants qui a été signalée dans les autres colonies est aussi observable dans les oeufs des deux colonies du lac Supérieur en ce qui a trait aux résidus de BPC et de DDE (figure 21).

En 1974, les concentrations de mirex dans les oeufs de la colonie de l'île Granite étaient supérieures à celles d'Agawa Rock. Cependant, les

niveaux de l'île Granite indiquent une baisse constante tout au long de la période d'enregistrement (de 1,3 à 0,04 ppm). Les concentrations résiduelles d'Agawa Rock ont diminué de 0,76 ppm en 1974 à 0,09 ppm en 1989. Au cours des quatre dernières années, les concentrations résiduelles semblent s'être stabilisées dans les deux colonies (figure 22).

En 1974, les concentrations de HCB dans les oeufs de la colonie de l'île Granite étaient de 0,22 ppm et ont diminué constamment. Les échantillons d'Agawa Rock indiquaient une variation d'une année à l'autre, de 0,14 à 0,08 ppm entre 1979 et 1980, mais se sont stabilisées en 1983. Les concentrations dans les oeufs des deux colonies demeurent à environ 0,05 ppm (figure 22). La baisse des niveaux de 0,22 à 0,06 ppm dans les oeufs de l'île Granite représente une diminution considérable.

Comme dans les colonies du lac Érié, les concentrations de résidus de dieldrine ont fluctué, sans qu'il n'y ait aucune tendance observable (figure 23), les concentrations résiduelles des oeufs prélevés en 1989 se situant autour de 0,3 ppm.

Les concentrations résiduelles de TCDD relevées depuis 1984 dans les oeufs de l'île Granite ont fluctué entre 14 et 19 ppt («niveaux de base»), sans qu'il n'y ait aucune tendance apparente (figure 23). Dans la colonie d'Agawa Rock, où les oeufs sont échantillonnés depuis 1981, les concentrations de TCDD ont diminué en 1982 et en 1983, mais fluctuent depuis 1984. La concentration la plus élevée dans cette colonie était de 79 ppt en 1981, et la plus faible, de 13 ppt en 1983.

2.8 COMPARAISONS ENTRE LES LACS

Les comparaisons entre les lacs sont valables puisque les goélands passent la majeure partie de leur temps dans le lac où ils se reproduisent. Il y a toutefois quelques déplacements entre les lacs en hiver. Par exemple, la récupération des bagues a indiqué que des goélands adultes du lac Supérieur passent l'hiver dans le lac Michigan et que des oiseaux du lac Érié ont été trouvés dans la rivière Niagara en hiver (Gilman *et al.*, 1977b). Cependant, dans chaque lac, les Goélands argentés restent à proximité de leur colonie pendant la majeure partie de l'année; ils semblent donc de bons intégrateurs de pollution au niveau régional (Weseloh, 1984).

Les concentrations de résidus de substances organochlorées dans les oeufs de goéland des lacs Ontario et Michigan sont demeurées plus élevées que dans les autres lacs au cours de toute la période de surveillance. Les oeufs de Goéland argenté du lac Ontario ont les concentrations les plus élevées de résidus de TCDD, de mirex et de HCB (tableau 1). Toutefois, les concentrations de résidus de contaminants dans les oeufs du lac Ontario ont également connu les plus fortes réductions globales. Les oeufs des Goélands argentés du lac Michigan sont les plus contaminés par le DDE et la dieldrine, mais les moins contaminés par le TCDD. La colonie de l'île Channel-Shelter de la baie Saginaw, dans le lac Huron, est reconnue pour avoir les concentrations les plus élevées de Σ BPC et de DDE, et des concentrations élevées en TCDD.

Les oeufs des autres colonies du lac Huron ont les concentrations les plus faibles de Σ BPC et de TCDD. Les oeufs des colonies du lac Michigan ont les plus faibles concentrations de HCB. Les oeufs de la colonie du lac Érié n'ont ni les concentrations les plus élevées ni les plus faibles pour aucun des produits chimiques analysés.

2.9 DISCUSSION

Les tendances temporelles des résidus des substances organochlorées dans les oeufs de Goéland argenté indiquent que les concentrations de BPC, de DDE, de mirex, de HCB et de TCDD étaient beaucoup plus élevées au début des années 1970 qu'elles le sont actuellement. Les demi-vies calculées à partir de ces courbes sont semblables à celles qui ont été observées chez les jeunes Goélands argentés dosés expérimentalement (Clark *et al.*, 1987). L'exception à ces tendances se trouve dans les concentrations de dieldrine; dans certains cas (p. ex., la rivière Niagara, l'île Big Sister dans la baie Green et Agawa Rock, dans le lac Supérieur), les concentrations actuelles ne sont pas très différentes des niveaux des années 1970. Nous ne savons pas pourquoi, puisque, selon les estimations des études expérimentales (Clark *et al.*, 1987), la dieldrine a une demi-vie plus courte que celle du mirex et du DDE. On suppose qu'il s'agit d'un apport continu de dieldrine dans l'écosystème.

Les concentrations élevées de substances organochlorées enregistrées au cours des années 1970 étaient dues à la fabrication, à l'utilisation et au rejet de ces produits chimiques dans l'écosystème. Ces concentrations ont

diminué à mesure que les restrictions imposées à ces produits et leur interdiction sont entrées en vigueur au Canada et aux États-Unis. Malgré ces mesures, on décèle encore la présence de substances organochlorées dans les oeufs de Goéland argenté, et les niveaux enregistrés au cours des années 1980 demeurent constants. C'est une indication que les niveaux de ces contaminants se sont stabilisés dans tout l'écosystème des Grands Lacs. Plusieurs facteurs sont probablement à l'origine de cet équilibre, dont le dépôt atmosphérique de produits transportés à grande distance dans ce système, la remise en suspension des sédiments de fond des lacs, du lessivage provenant des décharges de déchets dangereux et l'apport continu de sources ponctuelles et non ponctuelles. La combustion est la source la plus vraisemblable des niveaux de base des dioxines et des furanes dans l'écosystème.

TABLEAU 1 CONCENTRATIONS MOYENNES DE SUBSTANCES ORGANOCHLORÉES[1] DANS LES OEUFS DE GOÉLAND ARGENTÉ PRÉLEVÉS CHAQUE ANNÉE DANS LES COLONIES DES GRANDS LACS, EN 1989 (en ppm[2], poids humide)

	CONTAMINANT						
	CONGÉNÈRES DE Σ BPC	DDE	MIREX	HCB	DIELDRINE	TCDD	% DE LIPIDES
LAC ONTARIO							
Île Snake	14	5,2	1,1	0,07	0,14	91	8,6
Île Mugg's	16	5,3	1,2	0,06	0,30	55	7,9
RIVIÈRE NIAGARA							
Île en amont des chutes	9	2,1	0,24	0,04	0,13	18	8,4
LAC ÉRIÉ							
Port Colborne	17	3,1	0,33	0,05	0,23	19	10
Île Middle	21	2,2	0,03	0,05	0,11	16	8,8
RIVIÈRE DETROIT							
Île Fighting	27	2,2	0,04	0,05	0,06	13	7,5
LAC HURON							
Île Chantry	3,1	0,77	0,05	0,03	0,15	12	8,7
Île Double	7,1	2,4	0,14	0,04	0,25	18	8,8
Île Channel-Shelter	28	7,0	0,09	0,08	0,15	78	8,2
LAC SUPÉRIEUR							
Île Granite	7,2	2,4	0,05	0,06	0,34	16	7,6
Agawa Rock	6,8	2,6	0,09	0,04	0,33	19	7,5
LAC MICHIGAN							
Île Big Sister	9,9	4,7	0,03	0,04	0,58	10	8,7
Île Gull	9,4	5,0	0,04	0,05	0,53	11	8,8

1. Les données sont basées sur une analyse séparée d'un mélange composite de dix oeufs pour chaque colonie, excepté pour le TCDD qui est basé sur l'analyse d'un mélange composite de dix oeufs.
2. Toutes les valeurs sont exprimées en ppm, à l'exception des concentrations de TCDD qui sont exprimées en ppt.

Source : D.V. Weseloh, Service canadien de la faune; R.J. Norstrom, Service canadien de la faune, pour les données sur le TCDD.

3. CORMORAN À AIGRETTES

Les Cormorans à aigrettes ont commencé à nicher dans les Grands Lacs au cours des années 1920, dans la partie est du lac Supérieur. Vers la fin des années 1930, ils avaient élargi leur aire de répartition et s'étaient établis dans chacun des Grands Lacs. Vers la fin des années 1940, ils étaient devenus si nombreux qu'on jugeait qu'ils entraient en compétition avec les pêcheurs commerciaux locaux, et des mesures de contrôle de l'espèce ont été mises en place (Omand, 1947). Cependant, comme l'ont démontré plusieurs études sur l'alimentation de cette espèce, les Cormorans se nourrissent rarement de poissons appartenant à des espèces commerciales importantes; leur principale nourriture dans les Grands Lacs consiste en gaspareaux et en éperlans arc-en-ciel. Des années 1950 jusque vers le milieu des années 1970, les populations de cormorans des Grands Lacs ont diminué de façon spectaculaire. Cette diminution était due, au début, aux effets du programme de lutte contre les cormorans et, par la suite, à l'amincissement de la coquille des oeufs causé par le DDE (Scharf et Shugart, 1981; Ludwig, 1984; Price et Weseloh, 1986; Weseloh *et al.*, 1986, 1988). Le volume II de ce rapport présente une analyse plus détaillée des populations et de la fécondité des reproducteurs de cette espèce.

La surveillance des concentrations de contaminants organochlorés dans les oeufs de cormoran des Grands Lacs a commencé vers la fin des années 1960. Au cours des années qui suivirent, on a trouvé que les oeufs étaient très contaminés par le DDE, les BPC et le mercure, et que plusieurs paramètres biologiques comme la taille de la colonie, sa fécondité et l'épaisseur de la coquille étaient faibles et à la baisse (Vermeer et Peakall 1977a,b; Postupalsky, 1978; Weseloh *et al.*, 1983).

Vers la fin des années 1970, la situation a commencé à s'améliorer à mesure que les concentrations de contaminants diminuaient et que les conditions biologiques s'amélioraient. Cette situation s'est poursuivie durant les années 1980, comme l'indique le tableau 2. Les données sur les BPC chez le cormoran sont basées sur un mélange en proportion égales d'Aroclor 1254 et d'Aroclor 1260, et les valeurs ne doivent pas être comparées avec celles relevées pour le Goéland argenté. De plus, les lieux et les années de prélèvement d'oeufs de cormorans sont différents de ceux mentionnés dans le cas du Goéland argenté. Le Goéland est la principale espèce indicatrice,

alors que les cormorans étaient absents de nombreux terrains d'étude au cours des années 1960 et 1970. En ce début des années 1990, les populations de cormorans sont presque dix fois plus nombreuses qu'elles ne l'ont jamais été dans l'histoire de cet oiseau dans les Grands Lacs.

3.1 LAC ONTARIO

Les données disponibles sur les oeufs de cormoran proviennent de quatre endroits du lac Ontario (dont trois se trouvent dans la partie est du lac) et ont été recueillies de 1972 à 1989. Étant donné que chaque endroit a été échantillonné seulement une fois au cours de cette période, il est impossible de faire de nombreuses comparaisons temporelles directes avec ces données. Les données provenant de l'île Scotch Bonnet (1972) et de l'île Pigeon (1981) indiquent que les concentrations de DDE ont diminué; et que les concentrations de BPC (Aroclor 1260) sont demeurées inchangées. Il pourrait y avoir certaines variations géographiques des concentrations de contaminants dans les oeufs de cormorans du lac Ontario; les concentrations de DDE et de BPC étaient plus élevées dans les oeufs de l'île Little Galloo que dans ceux de l'île Pigeon en 1981.

3.2 LAC ÉRIÉ

L'ensemble de données sur les concentrations des contaminants dans les oeufs de cormoran du lac Érié est le plus élaboré, le plus complet et le plus constant des Grands Lacs pour cette espèce. Le tableau 2 présente les données sur les cormorans de l'île Big Chicken et de l'île East Sister. Les cormorans ont niché dans l'île Big Chicken, dans la partie ouest du bassin, jusqu'en 1986, année où ils sont allés s'établir à une faible distance, dans l'île East Sister. Ces données indiquent que, en 1989, les concentrations de DDE, de BPC et de dieldrine ont diminué à environ la moitié ou moins des niveaux des années 1970. Les concentrations de mirex et de HBC semblent avoir diminué depuis 1979.

3.3 LAC HURON

Dans le lac Huron, les données sur les contaminants dans les oeufs de cormoran sont exhaustives pour les cormorans de la baie Georgienne et du chenal North, pour la période allant de 1970-1971 à 1989. Il existe des

échantillons de 1971, 1972 et 1973 de la baie Georgienne provenant de Wallis Rock, mais ces échantillons sont trop petits pour être concluants. Cependant, il y a un échantillon de taille adéquate provenant des îles Blackbill où, de 1970 à 1971, les concentrations de DDE ont diminué d'environ 40 %. De 1971 à 1989, tous les composés mesurés ont marqué une baisse, les BPC diminuant de 88 % et les DDE, de 87 %. L'échantillonnage des oeufs des colonies de cormoran du chenal North au cours de la période de 1971 à 1975 s'est fait de façon plus poussée que dans tous les autres endroits des Grands Lacs. Le chenal North est un plan d'eau relativement petit où les colonies sont assez proches l'une de l'autre, c'est pourquoi le tableau 2 donne les valeurs individuelles de chaque colonie ainsi qu'une «valeur combinée» pour les endroits où la taille des échantillons était adéquate. Les valeurs combinées indiquent une réduction de 90 % des concentrations de DDE de 1971 à 1989. Le BPC (Aroclor 1260) a diminué de 40 % de 1971 à 1979, et de 91 % jusqu'en 1989.

3.4 LAC SUPÉRIEUR

Moins de 5 % de la population de cormorans des Grands Lacs se reproduit dans le Lac Supérieur, et un échantillonnage minimal a été fait à cet endroit. Le tableau 2 présente les données basées sur l'ensemble des échantillons provenant de la colonie de l'île Gravel, près de la baie Thunder, pour 1983 et 1989.

3.5 DISCUSSION

Au cours des 20 dernières années, les populations de cormorans des Grands Lacs ont connu des variations considérables, coïncidant avec les variations survenues dans les concentrations de résidus de DDT et de ses métabolites dans leurs oeufs. Cette espèce et le Bihoreau à couronne noire sont les plus sensibles aux effets du DDT (volume II). Les tendances relatives aux concentrations des contaminants sont semblables à celles qui ont été observées pour les oeufs de Goéland argenté.

TABLEAU 2 RÉSUMÉ DES CONCENTRATIONS DE SUBSTANCES ORGANOCHLORÉES DANS LES OEUFS DE CORMORAN À AIGRETTES (en ppm, poids humide)

LAC ONTARIO	1972	1981	1989
Île Scotch Bonnet			
BPC (1260)	18,3		
DDE	9,4		
Dieldrine	0,27		
% de lipides	3,5		
Taille de l'échantillon (N)	7		
Île Pigeon			
BPC (1260)		17,8	
BPC (1254/1260)		20,7	
DDE		3,7	
Mirex		-	
Dieldrine		-	
% de lipides		4,2	
N		10	
Île Little Galloo			
BPC (1260)		33,1	
BPC (1254/1260)		37,9	
DDE		5,8	
Mirex		1,24	
Dieldrine		-	
% de lipides		4,2	
N		10	
Port de Hamilton			
BPC (1260)			9,9
BPC (1254/1260)			20,1
DDE			3,86
Mirex			0,43
Dieldrine			0,16
% de lipides			4,60
N			1*

* Mélange de 10 oeufs, 1 analyse

TABLEAU 2 (Suite)

LAC ÉRIÉ	1972	1979	1981	1983	1989
Îles Big Chicken et East Sister					
BPC (1260)	18,8	35,5	33,8	29,3	13,4
BPC (1254/1260)	-	45,5	38,7	36,6	22,9
DDE	6,4	4,5	3,6	2,7	3,4
Mirex	-	0,11	0,05	0,05	0,07
HCB	0,007	0,05	0,04	0,03	0,02
Dieldrine	0,2	0,3	ND	0,3	0,06
% de lipides	8,3	4,2	4,1	4,7	4,53
N	18	10	10	1*	1*

* = Mélange de 10 oeufs, 1 analyse

LAC SUPÉRIEUR	1983	1989
Île Gravel		
BPC (1260)	12,9	13
BPC (1254/1260)	2,5	4,1
DDE	0,03	0,05
HCB	0,03	0,02
Dieldrine	0,4	0,13
% de lipides	4,7	4,4
N	1*	1*

* Mélange de 10 oeufs, 1 analyse

TABLEAU 2 (Suite)

BAIE GEORGIENNE	1970	1971	1972	1973	1989
Wallis Rock					
BPC (1260)	41,8	24,9	17,4		
BPC (1254/1260)	-	-	-		
DDE	15,9	15,6	12,4		
Mirex	-	-	-		
HCB	0,50	0,12	0,02		
Dieldrine	0,47	0,12	0,53		
% de lipides	3,9	7,7	3,2		
N	2	3	1		
Îles Blackbill					
BPC (1260)	20,5	22,8		5,2	
BPC (1254/1260)	-	-		9,8	
DDE	24,9	15,6		2,0	
Mirex	-	-		0,04	
HCB	ND	0,21'		0,01	
Dieldrine	0,7	0,5		0,04	
% de lipides	4,5	5,5		4,6	
N	7	8		1"	
Île Bustard					
BPC (1260)		23,0			
BPC (1254/1260)		-			
DDE		16,4			
Mirex		-			
HCB		0,01			
Dieldrine		0,3			
% de lipides		8,7			
N		3			

' N = 6

" Mélange de 10 oeufs, 1 analyse

TABLEAU 2 (Suite)

CHENAL NORTH	1971	1972	1973	1975	1979	1989
Gull Rock						
BPC (1260)	24,8		17,3			
BPC (1254/1260)	-		22,3			
DDE	14,5		3,8			
HCB	0,01		0,01			
Dieldrine	0,41		0,23			
% de lipides	7,5		4,1			
N	9		1			
Doucet Rock						
BPC (1260)	31,9	25,6		10,1		
BPC (1254/1260)	-	-		11,9		
DDE	17,8	15,2		3,3		
HCB	0,04	0,01		0,01		
Dieldrine	0,6	0,5		0,2		
% de lipides	5,4	7,4		0,7		
N	7	2		1		
Africa Rock						
BPC (1260)		28,3	9,9	17,8		
BPC (1254/1260)		-	11,2	20,5		
DDE		15,4	7,1	2,4		
Mirex		-	ND	0,15*		
HCB		0,02	0,01	0,04		
Dieldrine		0,49	0,53	0,28		
% de lipides		3,6	3,8	4,5		
N		1	2	9		
* N = 8						
Talon Rock						
BPC (1260)	24,8	10,3				
BPC (1254/1260)	-	-				
DDE	17,7	5,12				
HCB	0,01	0,01				
Dieldrine	0,39	0,01				
% de lipides	3,8	6,1				
N	3	1				

TABLEAU 2 (Suite)

	1971	1972	1973	1975	1979	1989
Île West						
BPC (1260)						2.78
BPC (1254/1260)						6.20
DDE						1.95
Mirex						0.01
HCB						0.02
Dieldrine						0.05
% de lipides						4.33
N						1*

* Mélange de 10 oeufs, 1 analyse

Gull Rock, Doucet Rock, Africa Rock et Talon Rock et Île West (valeurs combinées)[1]					
BPC (1260)	29.8	23.7	11.8	17.8	2.78
BPC (1254/1260)	◦	◦	14.2	20.5	6.20
DDE	17.7	13.8	5.33	2.4	1.95
Mirex	◦	◦	◦	0.15*	0.01
HCB	0.03	0.01	0.01	0.04	0.02
Dieldrine	0.16	0.39	0.82	0.28	0.05
% de lipides	4.9	7.3	3.1	4.5	4.33
N	10	12	4	9	1**

1. Les valeurs combinées sont une moyenne pondérée basée sur le nombre d'oeufs.
* N = 8
** Mélange de 10 oeufs, 1 analyse

Source: D.V. Weseloh, Service canadien de la faune, données inédites.

4. STERNE CASPIENNE

La Sterne caspienne se rencontre partout dans le monde, mais en populations discontinues, et le tiers de la population mondiale niche en Amérique du Nord (Martin, 1978, cité dans Struger et Weseloh, 1985). Une grande partie de la population nord-américaine se reproduit le long des rives septentrionales du lac Michigan, de la baie Georgienne, du segment du chenal North du lac Huron, et dans le lac Ontario (Ludwig, 1979). La Sterne caspienne, une espèce piscivore, demeure dans le bassin des Grands Lacs pendant environ six mois chaque année, de mai à octobre. La figure 1 montre l'emplacement des colonies échantillonnées dans le bassin des Grands Lacs. Dix oeufs ont été prélevés au hasard à chaque endroit. Le tableau 3 présente les concentrations de substances organochlorées relevées dans les échantillons.

TABLEAU 3 RÉSIDUS DE SUBSTANCES ORGANOCHLORÉES DANS LES OEUFS DE STERNE CASPIENNE DES GRANDS LACS, EN 1980 ET 1981 (en ppm, poids humide, moyenne ± écart type)

	N	DDE	Mirex	BPC	HCB
Lac Huron[1]					
Île South Limestone	10	3,7+/-1,3 B[2]	0,31+/-0,15 B	26,0+/-9,7 AB	0,03+/-0,01 A
Îles The Cousins	10	4,7+/-1,9 B	0,07+/-0,02 B	30,9+/-9,3 AB	0,05+/-0,03 A
Île Halfmoon	9	3,3+/-1,1 B	0,09+/-0,06 B	18,5+/-6,8 A	0,04+/-0,02[3] A
Lac Michigan[1]					
Île Gravelly	10	8,8+/-5,0 A	0,06+/-0,01 B	36,2+/-9,2 B	0,04+/-0,02 A
Île Hat	9	5,6+/-2,2 B	0,05+/-0,03 B	27,8+/-8,9 AB	0,04+/-0,03 A
Île aux Galets	9	4,6+/-1,2 B	0,04+/-0,01 B	24,7+/-6,2 AB	0,04+/-0,03 A
Lac Ontario[1]					
Île Pigeon	8	5,2+/-1,6 B	1,57+/-0,53 A	39,3+/-17,8 B	0,06+/-0,04 A

1. Les oeufs du lac Huron et du lac Michigan ont été prélevés en 1980; les oeufs du lac Ontario l'ont été en 1981.
2. Pour chaque colonie, les moyennes des concentrations de résidus qui ne sont pas accompagnées des mêmes lettres sont sensiblement différentes ($P < 0,05$) l'une de l'autre.
3. N = 8

Source : Struger, J. et D.V. Weseloh, 1985.

En 1980-1981, les concentrations de BPC variaient de 39,3 ppm dans les oeufs de la colonie de l'île Pigeon, dans le lac Ontario, à 18,5 ppm dans les oeufs de la colonie de l'île Halfmoon, dans le Lac Huron. Des

trois colonies du lac Michigan, celle de l'île Gravelly avait les concentrations les plus élevées de BPC (36,2 ppm comparativement à 27,8 et à 24,7 ppm). La colonie des îles The Cousins, dans le lac Huron, avait une concentration élevée de 30,9 ppm.

Les résidus de DDE étaient les plus élevés dans les oeufs de la colonie de l'île Gravelly. Les concentrations de mirex étaient sensiblement plus élevées dans les oeufs de la colonie de l'île Pigeon, dans le lac Ontario, que dans les oeufs des colonies de tous les autres lacs ($p < 0,05$) à 1,57 ppm. Les plus faibles concentrations de mirex se trouvaient dans les oeufs de la colonie de l'Île aux Galets, dans le lac Michigan, avec une moyenne de 0,04 ppm. Les résidus de HCB ne présentaient aucune variation géographique significative entre les colonies et variaient de 0,06 dans la colonie de l'île Pigeon, du lac Ontario, à 0,03 ppm dans la colonie de l'île South Limestone, du lac Huron.

Le tableau 3 montre que les oeufs de Sterne caspienne des lacs Ontario et Michigan sont plus contaminés que les oeufs du lac Huron, ce qui correspond aux analyses des autres espèces fauniques.

Le tableau 4 présente les comparaisons faites entre les concentrations actuelles et les concentrations historiques de contaminants chez la Sterne caspienne (Struger et Weseloh, 1985). Les concentrations relevées dans les oeufs du lac Ontario présentent des différences sensibles entre 1972 et 1981 relativement au DDE et aux BPC. Dans la plupart des cas (à l'exception des BPC dans les oeufs du lac Huron), les concentrations de substances organochlorées étaient inférieures en 1980 et en 1981 à celles des années précédentes. Il n'y a eu aucun changement significatif dans les concentrations de DDE, de mirex et de BPC dans les oeufs prélevés dans l'île South Limestone, du lac Huron, entre 1976 et 1980 (test t, $p < 0,05$).

TABLEAU 4 COMPARAISON ENTRE LES CONCENTRATIONS HISTORIQUES ET ACTUELLES DES RÉSIDUS DE SUBSTANCES ORGANOCHLORÉES DANS LES OEUFS DE STERNE CASPIENNE DU LAC HURON ET DU LAC ONTARIO (en ppm, poids humide, moyenne ± écart type)

	N	DDE	Mirex	BPC
Lac Huron				
Île South Limestone				
1976[1]	10	7,8+/-10,0	0,51+/-0,65	21,6+/-12,9
1980	10	3,7+/- 1,3	0,31+/-0,15	22,7+/- 9,7
Lac Ontario				
Île Pigeon				
1972[1]	4	13,8+/- 4,9	NA[3]	81,2+/-36,0
1981	8	5,2+/- 1,6[2]	1,57+/-0,53	39,3+/-17,8[2]

1. Données extraites de Martin (1978).
2. Différence sensible entre 1972 et 1981 ($p \leq 0,05$ ppm).

NA = non analysé

Source : Struger, J. et D.V. Weseloh, 1985.

5. STERNE PIERREGARIN

Des oeufs ont été prélevés à quatre endroits en 1981, soit aux lacs Ontario, Érié et Huron et dans la rivière Detroit, et des comparaisons ont été faites avec les échantillonnages précédents (Weseloh *et al.*, 1989). Les données sont présentées aux tableaux 5 et 6.

En 1981, les oeufs de Sterne pierregarin du lac Ontario étaient plus contaminés que ceux des trois autres colonies (figure 5). Les concentrations de DDE, de BPC et de mirex étaient beaucoup plus élevées ($p \leq 0,05$) dans les oeufs de Sterne pierregarin du lac Ontario que dans les oeufs prélevés dans la plupart des autres endroits. En ce qui a trait aux résidus de BPC, la colonie du lac Ontario arrivait au premier rang, suivie de celle de la rivière Detroit. La plus faible concentration de DDE se trouvait dans les oeufs de la colonie du lac Érié, avec 0,95 ppm, et les plus faibles concentrations de résidus de BPC, de dieldrine et de mirex ont été relevées dans la colonie du lac Huron.

TABLEAU 5 CONCENTRATIONS MOYENNES GÉOMÉTRIQUES DES RÉSIDUS DE SUBSTANCES ORGANOCHLORÉES DANS LES OEUFS DE STERNE PIERREGARIN, EN 1981 (en ppm, poids humide)

Lieu d'échantillonnage	DDE	BPC	HCB	Dieldrine	Mirex
Lac Ontario					
Leslie St. Spit	2,46 A[1]	10,40 A[1]	—	0,14 A[2]	0,71 A[2]
Lac Huron					
Île North Limestone	1,77 A	2,91 C	—	0,11 A	0,09 B
Rivière Detroit					
Île Fighting	1,02 B	8,24 A	0,08	—	—
Lac Érié					
Port Colborne	0,95 B	4,76 B	—	—	—

1. Analyse unidirectionnelle de la variance et méthode de comparaison multiple de Tukey, alpha = 0,05. Les moyennes qui ne sont pas accompagnées de la même lettre sont sensiblement différentes.
2. Test t, alpha = 0,05. Les moyennes qui ne sont pas accompagnées de la même lettre sont sensiblement différentes.

Source : D.V. Weseloh *et al.*, 1989.

Le tableau 6 montre une comparaison entre les échantillons de 1981 et ceux des années précédentes. Au cours de cette période, les concen-

trations de DDE et de BPC ont diminué à tous les endroits. Ces tendances correspondent également aux tendances observées chez les autres espèces aviaires des Grands Lacs.

TABLEAU 6 COMPARAISON ENTRE LES CONCENTRATIONS RÉSIDUELLES HISTORIQUES ET CELLES DE 1981 DANS LES OEUFS DE STERNE PIERREGARIN DU LAC ONTARIO, DU LAC ÉRIÉ, DE LA RIVIÈRE DETROIT ET DU LAC HURON (en ppm, moyenne géométrique, poids humide)

Lieu d'échantillonnage	N	Année	DDE	BPC[1]	Source[2]
Lac Ontario					
Île Mugg's	10	1972[3]	NR[4]	52,8	1
Île Mugg's	8	1972[3]	13,0	65,4	2
Leslie St. Spit	10	1981	2,5	10,4	3
Lac Érié					
Port Colborne	8	1971[3]	10,9	78,8	2
Port Colborne	4	1972[3]	5,4	37,8	2
Port Colborne	10	1981	0,95	4,8	3
Rivière Detroit					
Île Fighting	5	1972[3]	NR	31,3	1
Île Fighting	10	1981	1,0	8,2	3
Lac Huron					
Lac Huron	8	1969-73[3]	4,3	17,8	4
Île North Limestone	10	1981	1,8	2,9	3

1. Toutes les valeurs relatives aux BPC présentées dans ce tableau sont mesurées sous forme d'Aroclor 1260.
2. 1 : Gilbertson *et al.* 1976; 2 : Morris *et al.* 1976; 3 : Weseloh *et al.* 1981; 4 : Gilbertson et Reynolds, 1974.
3. Les concentrations en poids sec sont divisées par 4,6 pour être converties en valeur de poids humide.
4. NR = non rapporté

Source : D.V. Weseloh *et al.*, 1989.

6. BIHOREAU À COURONNE NOIRE

Les concentrations des contaminants dans les oeufs de Bihoreau à couronne noire ont été mesurées dans les colonies des lacs Ontario, Érié et Huron et dans celles des rivières St. Clair et Niagara (Weseloh *et al.*, inédit). Les échantillonnages d'oeufs ont été faits en 1973, 1976, 1982 et 1986. Le tableau 7 présente les concentrations moyennes de substances organochlorées pour les échantillons de 1982 dans les cinq endroits. On peut discerner les grandes lignes géographiques pour certains contaminants. Les concentrations de DDE, de dieldrine et de mirex étaient remarquablement inférieures dans les oeufs de la colonie de l'île Middle, dans le lac Érié, comparativement à celles des oeufs de l'île Pigeon, dans le lac Ontario. Les concentrations élevées de mirex dans les colonies du lac Ontario (1,0 et 0,84 ppm) et de la rivière Niagara (0,75 ppm), comparativement à celles du lac Érié (0,03 ppm), correspondent à la répartition spatiale des concentrations de mirex chez les autres espèces. Les BPC et le HCB ne présentaient aucune tendance discernable dans les oeufs de bihoreau.

TABLEAU 7 VALEURS MOYENNES ET INTERVALLES (entre parenthèses, le cas échéant) DES RÉSIDUS DE SUBSTANCES ORGANOCHLORÉES TROUVÉS DANS LES OEUFS DE BIHOREAU À COURONNE NOIRE DES COLONIES DES GRANDS LACS, EN 1982 (moyenne arithmétique, en ppm, poids humide)

	Lac Érié	Lac Ontario		Rivière Niagara	Lac Huron
Produit chimique	Île Middle	Île Pigeon	Île Little Galloo		Île Chantry
DDE	1,7 (0,85-4,0)	4,8 (1,6-9,9)	4,1	4,8	4,0
Dieldrine	0,11 (0,04-0,32)	0,28 (0,03-1,8)	0,24	0,31	0,11
Mirex	0,03 (0,01-0,05)	1,0 (0,19-2,1)	0,84	0,75	0,19
HCB	0,03 (0,010-0,053)	0,04 (0,018-0,10)	0,05	0,06	0,04
BPC	28,7 (8,6-52,4)	24,4 (9,2-44,0)	18,9	18,9	19,2

Note : Les valeurs non accompagnées d'un intervalle entre parenthèses proviennent d'une seule analyse d'un mélange de 10 à 12 oeufs.

Source : D.V. Weseloh *et al.*, rapport inédit du Service canadien de la faune, 1982.

Le tableau 8 présente les comparaisons historiques des résidus de substances organochlorées dans les oeufs de bihoreau vivant dans la partie aval des Grands Lacs pour les années 1976, 1982 et 1986. Les concentrations ont diminué aux trois endroits. Ces données ne sont pas suffisantes pour savoir s'il y a des variations dans les niveaux des résidus de contaminants chez cette espèce.

TABLEAU 8 COMPARAISON HISTORIQUE DES RÉSIDUS DE SUBSTANCES ORGANOCHLORÉES TROUVÉS DANS LES OEUFS DE BIHOREAU À COURONNE NOIRE DES COLONIES DE LA PARTIE AVAL DES GRANDS LACS, DE 1976 À 1986 (moyenne arithmétique, en ppm, poids humide)

	Lac Érié		Lac Ontario		Rivière Niagara		Rivière St. Clair
	Île Middle		Île Pigeon				Île Walpole
Produit chimique	1982	1986	1976[1]	1982	1982	1986	1986
DDE	1,7	0,76	6,1	4,8	4,8	3,3	1,8
Dieldrine	0,11	0,03	0,27	0,28	0,31	0,22	0,07
Mirex	0,03	0,01	0,80	1,0	0,75	0,90	0,11
HCB	0,03	0,01	0,07	0,04	0,06	0,06	0,01
BPC	28,7	13,2	26	24,4	18,9	33,4	8,7
% de lipides	5,7	5,1	-	6,0	5,5	5,5	5,8
N[2]	10	1	18	12	1	1	1

1. Price, 1977.
2. Les échantillons de N = 1 proviennent d'une seule analyse d'un mélange de 10 à 12 oeufs.

Source : D.V. Weseloh, rapport inédit (1982) et données inédites.

7. PYGARGUE À TÊTE BLANCHE

La population du Pygargue à tête blanche de la région des Grands Lacs faisait initialement partie d'une population continue qui s'étendait de la côte est de l'Amérique du Nord jusqu'aux Prairies. Aujourd'hui, cette population est discontinue, les pygargues ayant été chassés de vastes régions. Les Pygargues à tête blanche retournent au même lieu de nidification année après année, et ceux qui nichent dans les régions des lacs d'aval peuvent être vulnérables à la pollution environnementale s'ils demeurent à longueur d'années dans ces zones polluées. Ceux qui se reproduisent dans les régions moins polluées des lacs d'amont peuvent être contaminés s'ils migrent dans des zones polluées en dehors de leur saison de reproduction. Les effets des produits chimiques toxiques sur le succès de reproduction des Pygargues à tête blanche sont analysés dans la deuxième partie du volume II de ce rapport.

Le prélèvement systématique des oeufs n'a pas été possible en raison du statut d'espèce menacée de disparition des Pygargues à tête blanche au Canada et aux États-Unis. Les données sur les charges de contaminants ont été obtenues en analysant des oeufs qui n'éclosaient pas (oeufs pourris). Les oeufs examinés récemment étaient pourris, fertiles et ne présentaient aucune anomalie évidente (CMI, 1987). La figure 24 présente une carte indiquant la répartition des nids sur le bord des cours d'eau dans lesquels des oeufs ont été prélevés et les concentrations de DDE, de BPC et de dieldrine dans les oeufs de ces nids (CMI, 1987). En ce qui a trait à ces trois composés, les concentrations sont égales ou supérieures à celles trouvées dans les oeufs de Goéland argenté de cette même région. Certains Pygargues à tête blanche des Grands Lacs se nourrissent de Goélands argentés, une source alimentaire très contaminée. Ils consomment aussi des gros poissons, des tortues, des oiseaux aquatiques et des rats musqués.

Les données relatives aux oeufs de Pygargue à tête blanche prélevés depuis 1969 et analysés pour leurs concentrations résiduelles de BPC, de DDE et de dieldrine sont présentées à la figure 25. Les oeufs ont été prélevés dans les colonies des lacs Supérieur, Érié, Huron et Michigan. Ces données ne permettent pas une analyse temporelle ou géographique détaillée. Tous les oeufs échantillonnés dépassent la concentration de DDE (3 ppm) considérée comme étant critique pour le maintien d'une population stable

(Weimeyer *et al.*, 1984). Parallèlement, les concentrations ayant «un effet marqué sur la survie des embryons de certaines espèces d'oiseaux» est dépassé dans presque tous les oeufs échantillonnés (Peakall, 1987). Le rapport entre les niveaux de substances toxiques et la reproduction des pygargues est analysé plus en détail dans le volume II.

Récemment (1986-1988), 22 oeufs prélevés dans des nids de Pygargue à tête blanche sur les rives et à l'intérieur des terres, du côté américain des Grands Lacs, et ont été analysés par le *Fish and Wildlife Service* des États-Unis, en collaboration avec le *Department of Natural Resources* de l'État de l'Ohio et celui de l'État du Michigan. Les résultats sont présentés au tableau 9. Ensemble, les concentrations de DDE, de BPC et de dieldrine sont plus élevées dans les oeufs pourris prélevés dans des nids du bord de l'eau que dans ceux situés à l'intérieur des terres. L'analyse de neuf oeufs prélevés le long du littoral au cours de la période de 1986 à 1989 présentait des concentrations de BPC variant de 8,6 à 118 ppm (valeur médiane de 43 ppm), et des concentrations de DDE variant de 2,3 à 35 ppm (valeur médiane de 10 ppm). Les concentrations correspondantes des dix oeufs prélevés à l'intérieur des terres étaient de 2,4 à 29 ppm (valeur médiane de 7,8 ppm) et de 0,48 à 16 ppm (valeur médiane de 1,5 ppm). À l'heure actuelle, il n'y a pas suffisamment de données dans aucun des endroits pour établir des tendances temporelles.

TABLEAU 9 CONCENTRATIONS DE SUBSTANCES ORGANOCHLORÉES DANS LES OEUFS PRÉLEVÉS DANS LES NIDS DE PYGARGUE À TÊTE BLANCHE DANS LE BASSIN DES GRANDS LACS, DE 1986 À 1988 (en ppm, poids frais)

Année	Lieu d'échantillonnage	BPC[a]	DDE	Dieldrine	% de lipides (poids humide)
Littoral					
1986	Lac Michigan (grande baie de Noc)	[51 60]	[26 35]	[1,9 2,22]	[6,7 5,9]
1986	Lac Érié	43	10	0,69	5,6
1986	Lac Huron (baie Thunder)	[96 118]	[38 45]	[2,2 2,5]	[6,8 12,9]
1986	Lac Supérieur (baie Whitefish)	13	9,5	0,51	3,8

TABLEAU 9 (Suite) CONCENTRATIONS DE SUBSTANCES ORGANOCHLORÉES DANS LES OEUFS PRÉLEVÉS DANS LES NIDS DE PYGARGUE À TÊTE BLANCHE DANS LE BASSIN DES GRANDS LACS, DE 1986 À 1988 (en ppm, poids frais)

Année	Lieu d'échantillonnage	BPC[2]	DDE	Dieldrine	% de lipides (poids humide)
1987	Lac Érié	8,6	2,7	0,25	5,6
1988	Lac Supérieur (au Michigan)	14	2,4	0,18	5,3
1988	Lac Érié (baie Sandusky)	25	2,3	0,60	5,3
Intérieur des terres					
1986	Lac Michigan (rivière Menominee)	[28 29]	[16 16]	[0,9 0,9]	[5,2 6,2]
1986	Michigan[1]	[12 14]	[5,2 6,2]	[0,24 0,26]	[3,8 7,0[3]]
1987	Ohio	6,3	1,3	0,9	11[4]
1987	Michigan (bassin de la rivière Menominee)	8,2 7,8 2,0 4,0	0,60 1,4 1,1 2,1	0,09 0,13 0,08 0,40	4,2 8,5 5,1 4,4
1988	Michigan (péninsule aval) (frontière entre le Michigan et le Wisconsin)	13 [3,4 2,4]	2,7 [0,68 0,48]	0,06 [0,09 0,06]	5,0 [3,5 3,6]
1988	Ohio	5,6	1,5	0,07	4,8

Note : Les [ ] indiquent que les oeufs proviennent de la même couvée. Voir la figure 20 pour l'emplacement des nids le long du littoral.

1. Ces mesures sont pour un oeuf à la fois.
2. Les concentrations de BPC sont basées sur l'analyse faite à l'aide d'un mélange en proportions égales d'Aroclor 1254 et d'Aroclor 1260.
3. L'oeuf était déshydraté.
4. La teneur en lipides n'était pas dans l'intervalle observable de 3,5 à 8,5 %.

Source : D. Best, *Fish and Wildlife Service* des États-Unis, données inédites.

Des analyses spéciales ont été effectuées sur deux oeufs pour les congénères de BPC. Les équivalents de TCDD de ces oeufs ont été calculés en multipliant la concentration de chaque composé individuel par son activité par rapport au 2,3,7,8-TCDD et en faisant la somme des résultats (Casterline *et al.*, 1983). On a ainsi obtenu des valeurs d'équivalent de TCDD de 21,4 et 30,9 ppb. La relation entre les équivalents de TCDD et les effets sur la reproduction chez les oiseaux piscivores est examinée dans la deuxième partie du volume II.

Les concentrations résiduelles de substances organochlorées (BPC, DDE et dieldrine) sont bien plus élevées dans les oeufs pourris prélevés dans des nids le long du littoral des Grands Lacs que dans ceux se trouvant à l'intérieur des terres.

8. VISON

Le vison est très répandu dans le bassin des Grands Lacs. Ces animaux sont des carnivores qui se nourrissent de mammifères, de poissons, d'oiseaux et d'écrevisses. La possibilité de l'existence d'un problème de reproduction chez le vison sauvage est apparue lorsque des visons d'élevage nourris de poissons provenant des Grands Lacs ont montré des difficultés à se reproduire (Hartsough, 1965). Des études toxicologiques détaillées faites par la suite ont révélé que les BPC et probablement les dioxines étaient responsables de ces difficultés, mais que le vison était comparativement insensible à l'exposition au DDT (volume II). Des études récentes ont démontré la présence de concentrations élevées de contaminants chez le vison sauvage (Weseloh, inédit; Proulx *et al.*, 1987). Le tableau 10 présente les concentrations de résidus de BPC et de DDE chez le vison de cinq régions du lac Ontario. La distance du bord de l'eau est un facteur important puisque les animaux les plus éloignés ne se nourrissent pas exclusivement de poissons provenant des Grands Lacs. Comme prévu, les visons échantillonnés dans les endroits à l'intérieur des terres présentaient souvent des niveaux plus faibles en substances organochlorées.

Les concentrations de résidus de BPC dans le foie des animaux de cette espèce, calculées en fonction du poids des lipides, variaient de 3,2 ppm pour les animaux échantillonnés dans le comté de Prince Edward à 56,7 ppm pour les animaux capturés le long du Saint-Laurent. Des concentrations sensiblement supérieures ont également été observées dans la région de Whitby-Cobourg.

Les concentrations de résidus de DDE dans le foie variaient de 0,40 ppm le long du Saint-Laurent à 6,40 ppm dans la région de Whitby-Cobourg. Les concentrations de DDE de cette dernière région étaient sensiblement plus élevées qu'ailleurs.

Les données sur les résidus de BPC et de DDE pour le vison de cinq régions situées sur la rive septentrionale du lac Érié sont présentées au tableau 11. Les carcasses proviennent de trappeurs, mais malheureusement la distance de chaque animal par rapport au littoral n'a pas été évaluée avec exactitude; cependant, le canton de Tuscarora se trouve à l'intérieur des terres, dans la région du lac Érié. La moyenne géométrique des concentrations de BPC variait de 1,81 à 29,17 ppm pour les cinq régions.

Les concentrations de BPC des homogénats de l'animal entier, calculées en fonction du poids des lipides, sont représentatives de l'accumulation dans les tissus adipeux. Les concentrations de résidus de BPC chez le vison sauvage dans les cantons de Walsingham, de Dunn-Rainham et de Mersea étaient supérieures aux concentrations qui, chez les animaux expérimentaux (de 10 à 43 ppm dans les tissus adipeux), entraînaient une réduction sensible de la reproduction et causaient 100 % de mortalité chez les jeunes en l'espace de trois semaines (Proulx *et al.*, 1987). Il est probable que ces populations sauvages ont connu une baisse de reproduction en raison de leur exposition aux BPC. L'intervalle des concentrations de résidus de BPC chez les visons du canton de Tuscarora est considérablement inférieur aux intervalles observés dans les autres régions. La variation de l'accumulation de BPC entre les régions suppose des apports alimentaires et divers niveaux de contamination par les BPC dans leurs aliments. Le vison est moins sensible au DDT et à ses métabolites qu'aux BPC, et les concentrations de DDE relevées chez le vison ne sont probablement pas toxiques pour cet animal.

TABLEAU 10 RÉSIDUS DE BPC ET DE DDE DANS DES ÉCHANTILLONS COMPOSITES DE VISONS PROVENANT DE CINQ RÉGIONS DU LAC ONTARIO, HIVERS 1981-1982 ET 1982-1983 (en ppm, poids lipidique)

Lieu d'échantillonnage	d(km)	Homogénat	N	BPC	DDE	Rapport BPC/DDE
Prince Edward	>8	F	8	3,20	0,80	4,0
Rieuve Saint-Laurent	0-3	F	10	56,70*	2,22	25,5
		C	3	6,70	0,28	23,9
	3-8	F	10	6,80	0,40	17,0
	>8	F	8	4,30	0,43	10,0
Ramborough	>8	F	10	8,80	1,25	7,0
Puslinch	>8	F	10	6,20	1,47	4,2
Whitby-Cobourg	0-3	F	5	20,60*	2,60	7,9
	3-8	F	5	27,60*	6,40*	4,3
	>8	F	10	46,70*	3,33	14,0
		C	4	19,40*	3,33	5,8

Note : d(km) = distance du littoral en kilomètres
N = nombre de carcasses dans l'échantillon groupé
F = foie
C = corps entier
* Sensiblement différent des échantillons de BPC et de DDE restants.

Source : D.V. Weseloh, Service canadien de la faune, données inédites.

TABLEAU 11 RÉSIDUS DE BPC ET DE DDE DANS LES HOMOGÉNATS CORPORELS DE VISONS PROVENANT DE CINQ RÉGIONS DU LAC ÉRIÉ, HIVERS 1978 ET 1979 (en ppm, poids lipidique)

	Canton de Mersea	Canton de Dunn-Rainham	Canton de Walsingham	Canton de Wainfleet	Canton de Tuscarora (intérieur)
BPC	29,17 (15)[1]	26,12 (9)	10,74 (11)	6,08 (13)	1,81 (5)
	4,1-102,5[2]	7,8-80,1	2,3-35,9	1,4-23,0	0,8-2,9
	17,22-49,42[3]	13,36-51,06	6,0-19,22	3,82-9,67	0,66-5,06
DDE	4,83 (15)	2,06 (9)	5,48 (11)	1,16 (13)	1,62 (5)
	1,67-13,08	1,29-6,52	0,80-33,7	0,26-4,64	0,27-12,7
	3,39-6,88	1,35-3,23	2,59-11,62	0,73-1,85	0,29-8,89
Rapport BPC/DDE	6,00	12,56	1,96	5,24	1,11

1. Moyenne géométrique (nombre de carcasses ayant des concentrations décelables).
2. Intervalle des valeurs individuelles.
3. Limites d'intervalle de confiance de la moyenne logarithmique.

Source : G. Proulx *et al.*, 1987.

9. CHÉLYDRE SERPENTINE

La chélydre serpentine (*Chelydra serpentina*) accumule les substances organochlorées principalement dans ses lipides, son foie et ses oeufs en raison de la teneur élevée en lipides de ces tissus. On connaît très peu les effets biologiques que peuvent avoir les produits chimiques toxiques sur cette espèce, mais on a trouvé que les populations vivant sur le littoral des Grands Lacs avaient un taux beaucoup plus élevé d'anomalies embryonnaires que les populations habitant à l'intérieur des terres (volume II). La chélydre serpentine est une espèce omnivore qui vit longtemps et occupe un domaine vital de moins de cinq hectares. Elle habite une variété d'habitats dans les terres humides des Grands Lacs. Pour toutes ces raisons, elle peut être un indicateur utile des niveaux de contaminants dans l'environnement et, plus particulièrement, du rejet local des contaminants (Struger *et al.*, texte inédit).

Les oeufs de chélydre serpentine ont été prélevés dans les terres humides en Ontario et au Québec au cours de trois périodes : de 1981 à 1984, en 1986 et 1987, et en 1988 et 1989 (figure 27). Les oeufs de chélydre serpentine ont été prélevés et analysés pour la première fois en 1981, à des endroits situés sur le littoral des Grands Lacs dans les nids du marais Big Creek et à un endroit situé à l'extérieur du bassin, le parc Algonquin. En 1984, des oeufs ont été prélevés à huit endroits sur la rivière St. Clair et le fleuve Saint-Laurent. Les résultats sont résumés au tableau 12. Des BPC, du DDT, du DDE, du mirex et des HCB ont été décelés dans les oeufs d'au moins une couvée de chaque endroit. Des BPC ont été trouvés dans tous les échantillons. On a aussi décelé, par ordre décroissant des concentrations, du DDE, de l'oxychlordane, de la dieldrine, des HCB et du mirex, du cis-chlordane, de l'époxyde d'heptachlore, du trans-nonachlore, du DDD, du gamma-chlordane, du DDT, du bêta-CHC, de l'endrine et de l'alpha-HCH. Les chlorobenzènes étaient présents à l'état de traces dans certains échantillons. Les concentrations les plus élevées de BPC, de DDE, de mirex, de dieldrine et d'oxychlordane ont été relevées dans les oeufs du port de Hamilton. Les concentrations de ces produits chimiques à cet endroit étaient sensiblement plus élevées que dans les autres endroits. Les oeufs provenant du lac Sainte-Claire présentaient des concentrations beaucoup plus élevées de HCB.

Les concentrations très faibles ou non décelables dans les oeufs de chélydre serpentine prélevés dans le parc Algonquin révèlent la présence d'un

niveau de base et le fait que cette contamination peut probablement être attribuée au transport à grande distance des polluants atmosphériques.

TABLEAU 12 CONCENTRATIONS MOYENNES DE RÉSIDUS DE SUBSTANCES ORGANOCHLORÉES DANS LES OEUFS DE CHÉLYDRE SERPENTINE DES TERRES HUMIDES DES GRANDS LACS ET DU FLEUVE SAINT-LAURENT, EN 1981 ET 1984 (en ppb, poids humide)

Lieu d'échantillonnage	Année	% de lipides	N[1]	DDE	HCB	Mirex	BPC[2]
Port de Hamilton	1984	6,0	5	284+/-110	22+/-17	86+/-56	8590+/-4770
Parc prov. Rondeau	1984	4,9	5	42+/-31	3+/-2	5,0+/-3,5	2318+/-1482
Zone de conservation des rives du Lynde	1984	5,0	5	90+/138	3,4+/-4,6	39,2+/-51,6	2312+/-3546
Lac Sainte-Claire	1984	5,8	5	122+/-46	57+/-57	5+/-5	2576+/-1304
Fleuve Saint-Laurent	1984	5,9	5	56+/-72	11,2+/-18,1	26,0+/-16,7	1694+/-930
Marais du ruisseau Big	1981	7,1	5	102+/-84	3,6+/-1,5	9,0+/-6,5	2142+/-2110
Parc Algonquin	1981	5,7	6	12+/-10	0,61+/-0,51	2,5+/-2,7	272+/-105

1. N réfère au nombre de couvées. Les oeufs de chaque couvée ont été mélangés et analysés pour en connaître les concentrations résiduelles. En 1981, 5 oeufs ont été prélevés dans chaque nid, alors que 10 l'ont été en 1984.
2. Les concentrations sont basées sur un mélange en proportions égales d'Aroclor 1254 et d'Aroclor 1260.

Source : J. Struger *et al.*, Service canadien de la faune, rapport inédit, 1988.

Des oeufs de chélydre serpentine ont été prélevés en 1986 et en 1987 dans les lacs Ontario et Érié et ensuite analysés pour y déceler la présence de six congénères de BPC et de quatre pesticides organochlorés (tableau 13).

En 1986, les concentrations de contaminants mesurées dans les oeufs de Cootes Paradise et du ruisseau Lynde ne présentaient pas de grandes différences, sauf pour le p,p'-DDE que l'on retrouvait à des niveaux relativement plus élevés à Cootes Paradise. Ces deux populations renfermaient des quantités sensiblement plus élevées pour tous les contaminants, à l'exception du p,p'-DDE que l'on retrouvait à des concentrations qui ne différaient pas de façon significative dans les oeufs provenant du ruisseau Lynde et du marais du ruisseau Big. Parmi les cinq populations étudiées, les oeufs du marais du ruisseau Big étaient modérément contaminés. Quant aux oeufs du marais Cranberry, ils renfermaient du HCB et des BPC en quantités comparables à ceux du marais du ruisseau Big, et les niveaux de chlordane, de nonachlore et de p,p'-DDE qu'ils renfermaient ne différaient pas sensiblement de ceux du parc Algonquin. Ces derniers présentaient le plus faible niveau de contamination, et ce, pour tous les produits chimiques mesurés (tableau 13).

Les oeufs prélevés à Cootes Paradise et au marais Cranberry en 1987 contenaient bien moins de BPC, d'alpha-chlordane et de t-nonachlore et bien plus de p,p'-DDE que les concentrations décelées à la suite du même échantillonnage l'année précédente. Les niveaux d'hexachlorobenzène ont diminué de façon importante dans les oeufs recueillis dans le marais Cranberry en 1986 et 1987, tandis qu'ils sont restés à peu près les mêmes pour ces deux années à Cootes Paradise (tableau 13).

TABLEAU 13 CONCENTRATIONS MOYENNES DE SUBSTANCES ORGANOCHLORÉES DANS LES OEUFS DE CHÉLYDRE SERPENTINE DES POPULATIONS DU LAC ONTARIO ET DU LAC ÉRIÉ, EN 1986 ET 1987 (en ppb, poids humide, ± écart type)

Lieu d'échantillonnage	Année	N[1]	Hexachloro-benzène	alpha-Chlordane	p,p'-DDE	totaux[2]	BPC
Cootes Paradise (port de Hamilton)	1986	21	17,3+/-2,5 A	76,7+/-11,5 A	131,0+/-43,5 A	1618,0+/186,8 A	
	1987	16	12,1+/-2,1 A	24,0+/-5,3 A	135,0+/-31,9 A	947,0+/-167,6 A	
Ruisseau Lynde	1986	4	16,8+/-5,5 A	111,6+/-33,5 A	24,1+/-9,4 B	2708,4+/-1119,1 A	
Marais Cranberry	1986	18	3,4+/-0,6 B	21,1+/-5,4 C	2,4+/-0,6 C	605,0+/-171,7 B	
	1987	12	1,1+/-0,1 B	0,7+/-0,4 B	85,2+/-55,3 B	257,2+/-62,7 B	
Marais du ruisseau Big (lac Érié)	1986	5	3,1+/-1,5 B	2,1+/-0,8 B	69,8+/-9,9 A	689,9+/-124,3 B	
Parc Algonquin	1986	15	1,3+/-0,2 C	ND	2,0+/-0,5 C	76,1+/-13,5 C	

1. N se réfère au nombre de couvées. Cinq oeufs ont été prélevés dans chaque couvée, mélangés et analysés pour en connaître les concentrations résiduelles.
2. BPC totaux = somme des concentrations de congénères de BPC trouvées dans les oeufs.

Note : Les lettres indiquent les différences significatives entre les endroits pour les années d'échantillonnage.
ND = non décelé

Source : C. Bishop, Service canadien de la faune, données inédites.

Les données de 1986 et de 1987 coïncident avec les celles de 1981 à 1984 dans la mesure où les niveaux des contaminants à Cootes Paradise (port de Hamilton) étaient significativement plus élevés que ceux de la plupart des lieux échantillonnés. En 1986 et 1987 toutefois, le ruisseau Lynde était aussi, sinon plus, contaminé. L'étude antérieure ne faisait pas état de cette contamination.

Les concentrations des BPC Aroclor 1254 et 1260, de DDE et de mirex en 1988 ont été notables au ruisseau Lynde et dans le port de Hamilton parce qu'elles étaient considérablement plus élevées que durant toute autre année. La comparaison des lieux en 1988 (tableau 14) révèle que les niveaux de DDE et de BPC au port de Hamilton étaient sensiblement plus élevés qu'au ruisseau Lynde. Ce dernier avait des niveaux de BPC, de DDE et de mirex statistiquement supérieurs à ceux du marais Cranberry et du parc Algonquin. Ces trois contaminants étaient présents en quantités significativement plus élevées dans les oeufs du marais Cranberry que ceux du parc Algonquin. Les niveaux de dioxines et de furanes étaient considérablement plus élevés dans les emplacements du lac Ontario.

En 1989, on a prélevé des oeufs de chélydres serpentines dans 11 emplacements. Une comparaison des résidus de DDE, de mirex et des BPC Aroclor 1254 et 1260 a révélé que les oeufs du lac Ontario étaient plus contaminés que ceux du lac Érié, du fleuve Saint-Laurent et du parc Algonquin (tableau 14). Dans certaines populations bien définies du lac Ontario telles que celles de Cootes Paradise (port de Hamilton) et du ruisseau Lynde, les oeufs étaient sensiblement plus contaminés aux BPC qu'ailleurs.

Dans les lieux où l'on a échantillonné plus d'une couvée, l'analyse statistique révèle que les niveaux de DDE dans le port de Hamilton étaient significativement plus élevés que dans tous les autres lieux. Les oeufs de la pointe Fraser étaient sensiblement plus contaminés au DDE que ceux de tous les autres lieux sauf le port de Hamilton. Les niveaux de DDE au port de Toronto étaient significativement plus élevés que dans le marais Cranberry, le lac Ontario et le marais du ruisseau Big ainsi que le parc provincial Rondeau (lac Érié). Ces trois derniers lieux présentaient des niveaux significativement plus élevés qu'au parc Algonquin et à Thurso. Dans le cas des lieux où l'on n'a échantillonné qu'une couvée, les niveaux de DDE au ruisseau Lynde s'approchaient de ceux de la pointe Fraser, tandis que les niveaux de Boucherville étaient semblables à ceux du parc Algonquin (tableau 14).

Les niveaux de mirex atteignaient leur niveau le plus élevé dans les oeufs du lac Ontario et le plus faible dans ceux du lac Érié ainsi que dans les lieux ne communiquant pas avec le lac Ontario. Les niveaux de mirex à Hamilton, à Toronto et dans le marais Cranberry n'étaient pas significativement différents que dans les autres lieux, mais ils étaient statistiquement plus élevés. Les

concentrations de mirex dans une couvée du ruisseau Lynde étaient les plus élevées de tous les échantillons. Les niveaux de mirex dans les oeufs provenant de la rivière Trent et de la pointe Fraser étaient semblables mais significativement plus élevés que ceux des deux emplacements du lac Érié, du parc Algonquin et de Thurso (tableau 14).

En 1989, les niveaux de BPC présentaient les mêmes ressemblances sur le plan géographique qu'au cours des années précédentes : le port de Hamilton affichait des niveaux significativement plus élevés que tous les autres lieux. Les niveaux de BPC au port de Toronto et à la pointe Fraser n'étaient pas statistiquement différents, mais ils étaient significativement plus élevés qu'aux autres lieux. Les niveaux de BPC au parc Rondeau, dans la rivière Trent et dans le marais Cranberry n'étaient pas significativement différents. Seuls les oeufs de Thurso et du parc Algonquin avaient des niveaux statistiquement inférieurs à ceux du marais du ruisseau Big (tableau 14).

Il est possible de relever des tendances temporelles pour les cinq populations échantillonnées en 1984 et, par la suite, en 1988 ou 1989, ou les deux. Ces cinq populations sont celles du parc Algonquin, du ruisseau Lynde, du marais Cranberry, du port de Hamilton et du parc provincial Rondeau. De 1984 à 1989, la contamination des oeufs de chélydres serpentines au mirex et au DDE n'a pas connu de diminution marquée sauf dans le port de Hamilton; dans certains cas, les niveaux ont même augmenté. En 1988, les niveaux de DDE étaient deux fois plus élevés qu'en 1984 et en 1989 au ruisseau Lynde, à Hamilton et au parc Algonquin. Les concentrations de mirex avaient aussi doublé en 1988 par rapport à 1984 au ruisseau Lynde et, par rapport à 1989, à Hamilton. Le niveau de ces pesticides a donc atteint un sommet notable en 1988.

Les concentrations de BPC ont diminué durant chaque année d'échantillonnage de 1984 à 1989 au parc Algonquin et au parc Rondeau. Toutefois, au ruisseau Lynde, les niveaux de BPC ont augmenté de 1984 à 1989, les niveaux les plus faibles ayant été enregistrés en 1988. Au marais Cranberry, les niveaux ont augmenté de plus de 100 % entre 1988 et 1989. Au port de Hamilton, les niveaux de BPC ont diminué significativement entre 1984 et 1988, avant d'augmenter de façon importante de 1988 à 1989.

En 1988, les concentrations de 2,3,7,8-TCDD avaient diminué de 50 % au port de Hamilton par rapport aux niveaux de 1984. Toutefois, le 1,2,3,7,8-PnCDD n'avait pas diminué du tout, tandis que le 1,2,3,6,7,8-HxCDF était passé d'un niveau non décelable à 6 pg/g au cours de la période (tableau 15).

TABLEAU 14 CONCENTRATIONS MOYENNES DE SUBSTANCES ORGANOCHLORÉES DANS LES OEUFS DE CHÉLYDRE SERPENTINE DES POPULATIONS DES GRANDS LACS ET DU FLEUVE SAINT-LAURENT, EN 1988 ET 1989 (en ppb, poids humide)

Lieu d'échantillonnage	N[1]	p,p'-DDE	Mirex	BPC[2]
1988				
Parc Algonquin	8	8,0+/-6,4 D	0,5+/-0,6 C	68,4+/-61,0 D
Cootes Paradise (port de Hamilton) (Lac Ontario)	7	864,0+/-463,3 A	110,8+/-23,8 A	10 172,5+/-1928,9 A
Marais Cranberry (Lac Ontario)	8	80,9+/-78,3 C	25,8+/-28,0 B	979,4+/-1113,8 C
Ruisseau Lynde (Lac Ontario)	9	471,6+/-294,1 B	142,8+/-57,0 A	4791,6+/-1708 B
1989				
Parc Algonquin	9	1,8+/-1,6 F	0,1+/-0,1	28+/-15 F
Cootes Paradise (Lac Ontario)	7	311,0+/-154,0 A	44,0+/-27,0 A	4900+/-2020 A
Port de Toronto (Lac Ontario)	4	75,5+/-31,0	47,0/-20,7	3160+/-1040 B
Marais Cranberry (Lac Ontario)	7	59,9+/-45,5 D	33,1+/-3,8 A	1250+/-1240 C
Ruisseau Lynde (Lac Ontario)	1	202,8	118,6	5128
Trenton (Lac Ontario)	7	53,9+/-58,0 D	21,0+/-27,0	1430+/-1570 C
Pointe Fraser (Saint-Laurent)	7	218,0+/-24,0 B	21,0+/-15,0	3390+/-2580 B
Boucherville (Saint-Laurent)	1	3,6	1,4	437,7
Marais du ruisseau Big (Lac Erié)	7	43,9+/-28,0 D	1,4+/-0,68 C	754+/-486 D
Parc prov. Rondeau (Lac Erié)	7	36,9+/-24,4 D	1,9+/-1,3 C	1420+/-910 C
Thurso (riv. des Outaouais)	7	6,9+/-5,8 E	2,1+/-2,7 C	275+/-1140 E

1. N se réfère au nombre de couvées. Cinq oeufs ont été prélevés pour chaque couvée, mélangés et analysés pour en connaître les concentrations résiduelles.
2. Les concentrations de BPC sont calculées à partir d'un mélange en proportions égales d'Aroclor 1254 et d'Aroclor 1260.

Note : Les lettres indiquent les différences significatives entre les endroits pour les années d'échantillonnage.

Source : C. Bishop et R. Turle, Service canadien de la faune, données inédites.

Depuis 1984, les niveaux de contaminants n'ont, en règle générale, pas diminué dans les oeufs de chélydres serpentines des Grands Lacs. Dans de nombreux cas, ils ont augmenté considérablement. Fait intéressant, ces tendances temporelles dans les concentrations de BPC, de PCDD et de PCDF, et de pesticides révèlent que la variation des niveaux de BPC et de dioxines est sans rapport avec celle des niveaux de DDE et de mirex.

TABLEAU 15 CONCENTRATIONS DE CONGÉNÈRES DE DIOXINES ET DE FURANES[1] DANS LES OEUFS DE CHÉLYDRE SERPENTINE[2] EN 1988 (en ppt, poids humide)

			PCDD (dioxines)			PCDF (furanes)		
Lieu d'échantillonnage	Année	N	2,3,7,8-	1,2,3,7,8-	1,2,3,6,7,8-	1,2,4,8,9/2,3,4,6,7-	2,3,4,7,8/1,3,4,8,9-	% de lipides
Cootes Paradise (port de Hamilton)	1984	3	67	6	4	NA	NA	6,0
	1988	7	33	7	6	ND	17	5,45
Ruisseau Lynde	1988	10	40	44	33	5	26	5,76
Marais Cranberry	1988	8	7	5	4	ND	4	5,10
Parc Algonquin	1988	8	ND	ND	ND	ND	ND	5,69

1. Les données rapportées dans ce tableau sont celles des congénères dont les valeurs dépassaient la concentration minimale décelable (signal/bruit = 3).
2. Dans chaque lieu d'échantillonnage les prélèvements étaient mélangés pour une seule analyse; N se réfère au nombre d'oeufs par mélange. Les niveaux d'humidité dans tous les oeufs varient en moyenne de 70 à 75 %.

ND = non décelé
NA = non analysé

Source : C. Bishop, Service canadien de la faune, données inédites; R.J. Norstrom, Service Canadien de la faune, analyses.

10. ANALYSE

La surveillance des résidus chez les espèces fauniques fournit de précieuses informations sur l'importance, les tendances et la répartition des contaminants organochlorés dans le bassin des Grands Lacs. Il y a très peu de substances organochlorées dont les concentrations à la fin des années 1980 ne soient pas substantiellement inférieures à celles des années 1970. Cependant, les résidus des produits chimiques xénobiotiques perdurent chez les oiseaux aquatiques, les mammifères et les reptiles. De plus, il y a de nombreux composés non identifiés dans les tissus des spécimens fauniques. Chez les espèces pour lesquelles il existe des données constantes d'une année à l'autre, comme dans le cas du Goéland argenté, on peut dire à quel rythme les concentrations des contaminants diminuent. À la grandeur des lacs, les concentrations de nombreux composés chimiques ont diminué rapidement au cours des années 1970, principalement le DDE et les BPC. Au cours des années 1980, ces diminutions n'ont pas été aussi rapides et, dans de nombreux cas, elles semblent s'être stabilisées.

Les comparaisons géographiques des niveaux des substances organochlorées chez le Goéland argenté indiquent que cette espèce peut être un bon indicateur régional des sources de pollution. Par exemple, les concentrations élevées de mirex dans les oeufs de Géoland du lac Ontario peuvent être liées directement aux usines de fabrication de mirex d'Oswego, dans l'État de New York, ainsi que sur la rivière Niagara, dont les opérations ont cessé au cours des années 1970. Les concentrations de TCDD dans le lac Ontario et dans la baie Saginaw, dans le lac Huron, sont attribuables à la fabrication historique de chlorophénol sur la rivière Niagara et dans le bassin hydrographique de la baie Saginaw.

Le tableau 16 montre les différences dans les charges des contaminants entre les oeufs de plusieurs espèces fauniques. D'autres études seront nécessaires pour faire la part des divers facteurs de nature écologique, physiologiques et de comportement qui influent sur les concentrations résiduelles. Le volume II de ce rapport étudie les effets de ces charges sur la physiologie, la fécondité et les niveaux de population de certaines espèces en particulier.

TABLEAU 16 RÉSUMÉ DES CONCENTRATIONS DE BPC ET DE DDE CHEZ DIVERSES ESPÈCES FAUNIQUES DES GRANDS LACS, DANS LE LAC ONTARIO en 1981[1,2] (en ppm, poids humide)

Espèces	BPC[3] Aroclor	DDE	Lieu d'échantillonnage
Goéland argenté	86	12	Île Snake
Sterne caspienne	39	5,2	Île Pigeon
Cormoran à aigrettes	38	5,8	Île Little Galloo
Bihoreau à couronne noire	24	4,8	Île Pigeon
Vison	21	2,6	Whitby-Cobourg (bord de l'eau)
Sterne pierregarin	10,4	2,5	Leslie St. Spit
Pygargue à tête blanche	8,6	5,4	Sud du lac Érié (bord de l'eau)[4]
Chélydre serpentine	8,6	0,23	Port de Hamilton

1. Les données existent pour 1981, pour toutes les espèces, à l'exception de la chélydre serpentine (1984).
2. Toutes les concentrations proviennent d'échantillons d'oeufs (poids humide) à l'exception du vison dont les échantillons proviennent du foie (poids lipidique).
3. Afin de faciliter les comparaisons entre les espèces en ce qui a trait aux BPC, on a utilisé un mélange en proportions égales d'Aroclor 1254 et d'Aroclor 1260 pour toutes les espèces.
4. On n'a observé aucun nid sur la rive du lac Ontario.

11. REMERCIEMENTS

Nous désirons remercier D.V. Weseloh, du Service canadien de la faune, pour les données sur le Goéland argenté, le Cormoran à aigrettes, le Bihoreau à couronne noire, la Sterne caspienne et la Sterne pierregarin, et pour la révision du texte; C. Bishop, du Service canadien de la faune, pour les données sur la chélydre serpentine et le texte connexe; D. Best, du *Fish and Wildlife Service des États-Unis*, pour les données sur le Pygargue à tête blanche et la révision du texte connexe; R.J. Norstrom et R. Turle, du Service canadien de la faune, pour les données sur les congénères des BPC; enfin, la Direction des inventaires et de la toxicologie de la faune pour ses révisions du texte.

12. BIBLIOGRAPHIE

BISHOP, C.A. «The case concerning a cause-effect linkage between organochlorine contamination and reproductive effects in Snapping Turtle eggs from Great Lakes shoreline wetlands», Environnement Canada, 1989, inédit.

BISHOP, C.A., D.V. Weseloh, N.M. BURGESS, J. STRUGER et R.J. NORSTROM. «An atlas of contaminants in eggs of colonial fish-eating birds of the Great Lakes, 1970-1988», en préparation.

BRAUNE, B.M. et R.J. NORSTROM. «Dynamics of organochlorine compounds in Herring Gulls: III. Tissue distribution and bioaccumulation in Lake Ontario Gulls», Env. Toxicol. and Chem., n° 8, 1989, p. 957-968.

CADMAN M.D., P. ENGLES et F.M. HELLAINER. *Atlas of the breeding birds of Ontario*, Waterloo, University of Waterloo Press, 1987.

CASTERLINE, J.L., J.A. BRADLAW, B.J. PUMA et Y. KU. «Screening of freshwater fish and extracts for enzyme-inducing substances by an aryl hydrocarbon hydroxylase induction bioassay technique», J. Assoc. Offic. Anal. Chem., n° 66, 1983, p. 1136-1139

CLARK T., R.J. NORSTROM, G. FOX et H. WON. «Dynamics of organochlorine compounds in Herring Gulls (*Larus argentatus*): II. A two-compartment model and data for ten compounds», Environ. Toxicol. Chem., n° 6, 1987, p. 547-559.

COLBORN, T. «Epidemiology of Great Lakes bald eagles», J. Tox. Environ. Health, sous presse.

COMMISSION MIXTE INTERNATIONALE. *Rapport de 1987 sur la qualité de l'eau dans les Grands Lacs*, volume 3, annexe B, «Surveillance des Grands Lacs», D.E. RATHKE et G. McRAE, réd., rapport pour la Commission mixte internationale, 1987.

ELLIOT, J.E. «Collecting and archiving wildlife specimens in Canada». Dans : *Environmental specimen banking and monitoring as related to banking*, R.A. LEWIS, N. STEIN et C.W. LEWIS, réd., Boston, Martinus Nijhoff, 1984, p. 45-66.

FOX, G.A., L.J. ALLAN, D.V. WESELOH et P. MINEAU. «The diet of herring gulls during the nesting period in Canadian waters of the Great Lakes», Can. J. Zool., n° 68, 1990, p. 1075-1085.

FOX, G.A., S.W. KENNEDY, R.J. NORSTROM et D.C. WIGFIELD. «*Porphyria* in Herring Gulls: A Biochemical Response to Chemical Contamination of Great Lakes Food Chains», Env. Toxicol. and Chem., n° 7, 1988, p. 831-839.

GILBERTSON, M. «Etiology of chick edema disease in Herring Gulls in the lower Great Lakes», Chemos., n° 12, 1983, p. 357-370.

GILBERTSON, M. «Pollutants in breeding Herring Gulls in the lower Great Lakes», Can. Field-Nat., n° 88, 1974, p. 273-280.

GILBERTSON, M. et G.A. FOX. «Pollutant-associated embryonic mortality of Great Lakes

Herring Gulls», Environ. Pollut., n° 12, 1977, p. 211-216.

GILBERTSON, M. et R.D. MORRIS et R.A. HUNTER. «Abnormal chicks and PCB residue levels in eggs of colonial nesting birds on the lower Great Lakes (1971-1973)», Auk., n° 93, 1976, p. 434-442.

GILBERTSON, M. et L.M. REYNOLDS. *DDE and PCB in Canadian birds, 1969 to 1972*, Serv. can. de la faune, rapport n° 19, 1974, 17 p.

GILMAN, A., G.A. FOX, D.B. PEAKALL, S. TEEPLE, T. CARROLL et G. HAYMES. «Reproductive parameters and egg contaminant levels of Great Lakes Herring Gulls», J. Wildl. Manage., n° 41, 1977a, p. 450-468.

GILMAN, A., D.B. PEAKALL, D. HALLETT, G.A. FOX, et R.J. NORSTROM. «Herring Gulls (*Larus argentatus*) as monitors of contamination in the Great Lakes. NAS.» Dans : *Animals as monitors of environmental pollution*, 1977b, p. 280-289.

HARTSOUGH, G.R. «Great Lakes fish now suspect as mink food», Am. Fur Breeders, n° 38, 1965, p. 25-27.

INSTITUT DES GRANDS LACS. «Organochlorine compounds in duck and muskrat populations of Walpole Island», Windsor, Institut des Grands Lacs, University of Windsor, 1987, man. inédit.

KURITA, H., J.P. LUDWIG et M.E. LUDWIG. *Results of the 1987 Michigan colonial waterbird monitoring project on Caspian Terns and Double-Crested Cormorants*, Services écologiques, rapport, 1987, 76 p.

LUDWIG, J.P. «Decline, resurgence and population dynamics of Michigan and Great Lakes Double-Crested Cormorants», Jack Pine Warbler, n° 62, 1984, p. 91-102.

LUDWIG, J.P. «Present status of the Caspian Tern population of the Great Lakes», Michigan Academician, n° 12, 1979, p. 69-77.

LUDWIG, J.P. et D.D. BROMLEY. «Observations on the 1965 and 1966 mortalities of Alewives and Ring-Billed Gulls in the Saginaw Bay - Lake Huron ecosystem», Jack-Pine Warbler, n° 66, 1988, p. 2-19.

LUDWIG, J.P. et H. KURITA. «Colonial waterbird deformities - an effect of toxic chemical residues in the Great Lakes», Am. Water Res. Assoc., 1988, p. 201-209.

MARTIN, M. *Status report on endangered wildlife in Canada: Caspian tern Committee on the Status of endangered Wildlife in Canada*, Ottawa, Musée des sciences naturelles, 1978, 43 p.

MINEAU, P., G.A. FOX, R.J. NORSTROM, D.V. WESELOH, D.J. HALLET et J.A. ELLENTON. «Using the Herring Gull to monitor levels and effects of organochlorine contamination in the Canadian Great Lakes», J.O. NRIAGU et M.S. SIMMONS, réd. Dans : *Toxic contaminants in the Great Lakes*, New York, J. Wiley and Sons, 1984, p. 426-452.

MOORE, F.R. «The dynamics of seasonal distribution of Great Lakes Herring Gulls», Bird-banding, n° 47, 1976, p. 141-159.

MORRIS, R.A., R.A. HUNTER et J.F. McELMAN. «Factors affecting the reproductive success of Common Tern (*Sterna hirundo*) colonies on the lower Great Lakes during the summer of 1972», Can. J. Zool., n° 54, 1976, p. 1850-1862.

NORSTROM, R.J. «Bioaccumulation of polychlorinated biphenyls in Canadian Wildlife». Dans : *Hazards, Decontamination and Replacement of PCB*, J.-P. CRINE, réd., Plenum, 1988.

NORSTROM, R.J., B. BRAUNE, M. SIMON, C. MACDONALD et D.V. WESELOH. «Trends and Sources of PCDDs and PCDFs in Great Lakes Herring Gull eggs, 1981-1988», présentation donnée au cours d'une séance d'affichage SETAC, Toronto, 1989, en préparation.

NORSTROM, R.J., D.A. CLARK, D.A. JEFFREY et H.T. WON. «Dynamics of organochlorine compounds in Herring Gulls (*Larus argentatus*): I. Distribution and clearance of [14 C] DDE in free-living Herring Gulls», Environ. Toxicol. Chem. n° 5, 1986, p. 41-48.

OHLENDORF, H.M., E.E. KLAUS et T.E. KAISER. «Environmental pollutants and eggshell thinning in the Black-Crowned Night Heron». Dans : *Wading Birds*, A. SPRUNT IV, J.C. OGDEN et E.S. WINCKLER, réd., National Audubon Society, rapport de recherche n° 7, 1978, p. 63-82.

OMAND, D.N. «The Cormorant in Ontario», Sylva, n° 3, suppl. 1, 1947, p. 18-23.

PEAKALL, D.B. «Accumulation and effects on birds». Dans : *PCBs and the Environment*, J.S. WAID, réd., CRC Press, vol. 2, 1987, p. 31-47.

POSTUPALSKY, S. «Toxic chemicals and Cormorant populations in the Great Lakes», Serv. can. de la faune, rapport technique n° 40, 1978, 25 p.

PRICE, I.M. *Environmental contaminants in relation to Canadian Wildlife*, comptes rendus de la North American Wildlife and Natural Resources Conference, rapport n° 42, 1977, p. 382-396.

PRICE, I.M. et D.V. WESELOH. «Increased numbers and productivity of Double-crested Cormorants, *Phalacrocorax auritus*, on Lake Ontario», Can. Field-Nat. n° 100, 1986, p. 474-482.

PROULX, G., D.V. WESELOH, J.E. ELLIOTT, S. TEEPLE, P.A.M. ANGHERN et P. MINEAU. «Organochlorine and PCB residues in Lake Erie Mink Populations», Bull. Environ. Contam. Toxicol. n° 39, 1987, p. 939-943.

SCHARF, W.C. et G.W. STUGART. «Recent increases in Double-Crested Cormorants in the United States Great Lakes», Amer. Birds, n° 35, 1981, p. 910-911.

STALLING, D.L., R.J. NORSTROM, L.M. SMITH et M. SIMON. «Patterns of PCDD, PCDF and PCB contamination in Great Lakes fish and birds and their characterization by principle component analysis», Chemosphere, n° 14, 1985, p. 627-643.

STRUGER, J., J.E. ELLIOTT, M.E. OBBARD et D.V. Weseloh. «Environmental Contaminants in Snapping Turtle Eggs from the Great Lakes - St. Lawrence River Basin of Ontario, Canada, 1981 and 1984», Service canadien de la faune, 1988, rapport inédit.

STRUGER, J. et D.V. WESELOH. «Great Lakes Caspian Terns: Egg contaminants and biological implications», Colonial Waterbirds, n° 8, 1985, p. 142-149.

STRUGER, J., D.V. WESELOH, D.J. HALLETT et P. MINEAU. «Organochlorine contaminants in Herring Gull eggs from the Detroit and Niagara Rivers and Saginaw Bay (1978-1982): contaminant discriminants», J. Great Lakes Res., n° 11, 1985, p. 223-230.

TEEPLE, S.M. «Reproductive success of Herring Gulls nesting on Brother's Island, Lake Ontario in 1973», Can. Field-Naturalist, n° 91, 1977, p. 148-157.

TURLE, R., R.J. NORSTROM et B. COLLINS. «Comparison of PCB quantitation methods: Re-Analysis of archived specimens of herring gulls from the Great Lakes», en préparation.

VERMEER, K. et D.B. PEAKALL. «Environmental contaminants and the future of fish-eating birds in Canada». Dans : *Canada's Threatened Species and Habitats*, T. MOSQUIN et C. SUCHAL, réd., 1977a, p. 88-95.

VERMEER, K. et D.B. PEAKALL. «Toxic chemicals in Canadian fish-eating birds. Mar. Pollut. Bull., n° 8, 1977b, p. 205-210.

WESELOH, D.V. «The origins of banded Herring Gulls recovered in the Great Lakes Region», J. Field Ornit., n° 55, 1984, p. 190-195.

WESELOH, D.V., T.W. CUSTER et B.M. BRAUNE. «Organochlorine contaminants in eggs of Common Terns from the Canadian Great Lakes», Service canadien de la faune, 1981, texte inédit.

WESELOH, D.V., T.W. CUSTER et B.M. BRAUNE. «Organochlorine contaminants in eggs of Common Terns from the Canadian Great Lakes, 1981», Environ. Pollut., n° 59, 1989, p. 141-160.

WESELOH, D.V., P. MINEAU et J. STRUGER. «Geographic Distribution of contaminants and productivity measures of Herring Gulls in the Great Lakes: Lake Erie and connecting channels», Sci. Total Environ., n° 91, 1990, p. 141-159.

WESELOH, D.V., P. MINEAU, S.M. TEEPLE, H. BLOCKPOEL et B. RATCLIFF. «Colonial waterbirds nesting in Canadian Lake Huron in 1980», Service canadien de la faune, note de rapport d'avancement n° 165, 1986.

WESELOH, D.V., S.M. TEEPLE et H. BLOCKPOEL. «The distribution and status of colonial waterbirds nesting in western Lake Erie». Dans : *The Biogeography of the island region of western Lake Erie*, J.F. DOWNHOWER, réd., Columbus (Ohio), State University Press, 1988, p. 134-144.

WESELOH, D.V., S.M. TEEPLE et B.M. BRAUNE. «Contaminant levels and eggshell thickness in Black-Crowned Night Herons from the Canadian Great Lakes», Service canadien de la faune, 1982, texte inédit, 33 p.

WESELOH, D.V., S.M. TEEPLE et M. GILBERTSON. «Double-Crested Cormorants of the Great Lakes: egg-laying parameters, reproductive failure and contaminant residues in eggs, Lake Huron 1972-1973», Can. J. Zool., n° 61, 1983, p. 427-436.

WIEMEYER, S.N., T.G. LAMONT, C.M. BUNCK, C.R. SINEDAR, F.J. GRAMLICK, J.D. FRASER et M.A. BYRD. «Organochlorine pesticide, polychlorinated biphenyl, and mercury residues in Bald Eagle eggs - 1969-1979 - and their relationships to shell thinning and reproduction», Arch. Environ. Contami. Toxicol., n° 13, 1984, p. 529-549.

YOUNG, J.W., R.J. ALLEN, L. MACHTA, T. WAGNER et P.L. WISE. *Summary report of the Workshop on Great Lakes Atmospheric Deposition*, Commission mixte internationale, 1987, Windsor (Ontario).

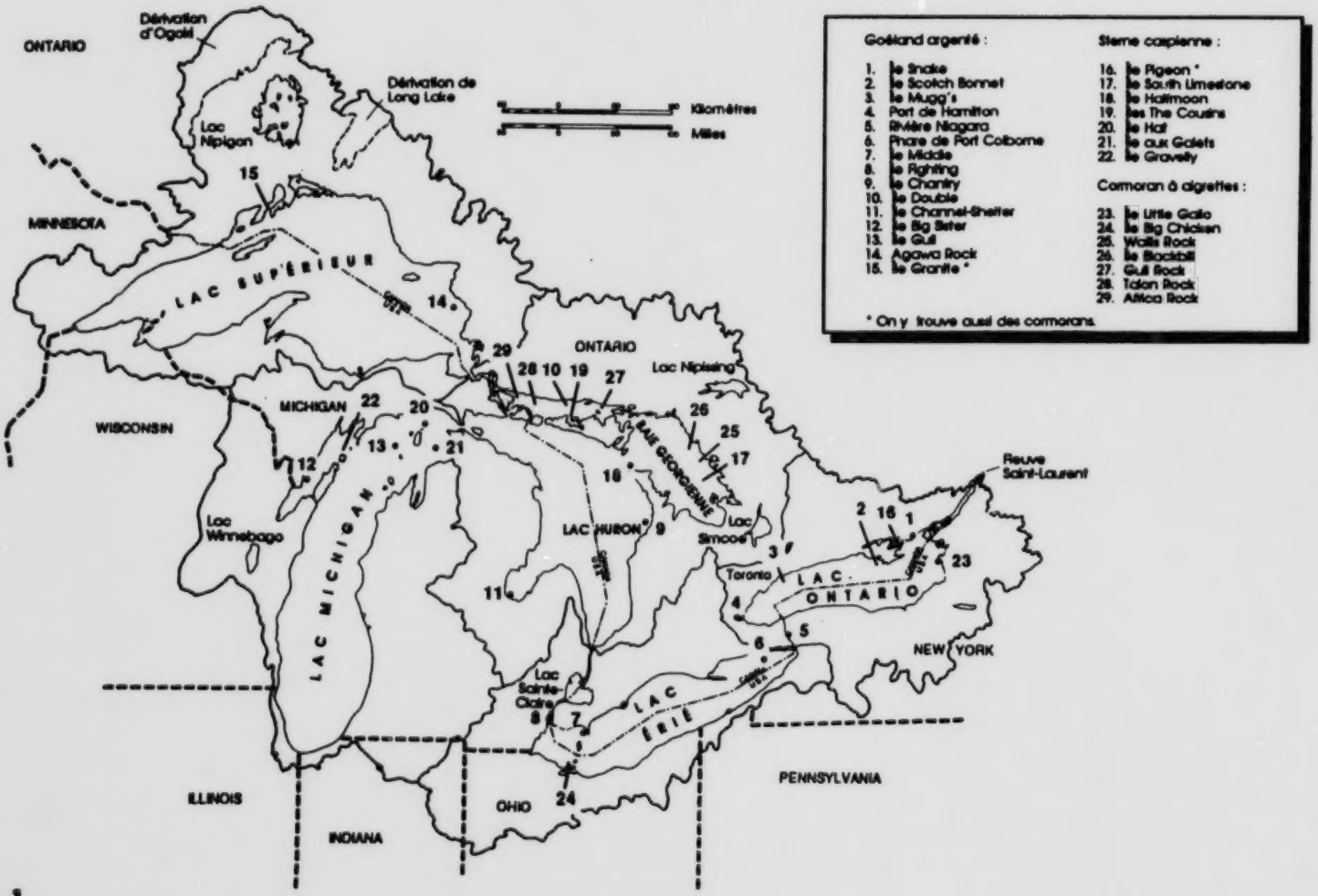
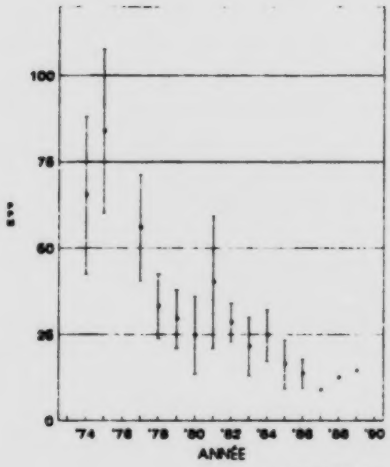


Figure 1

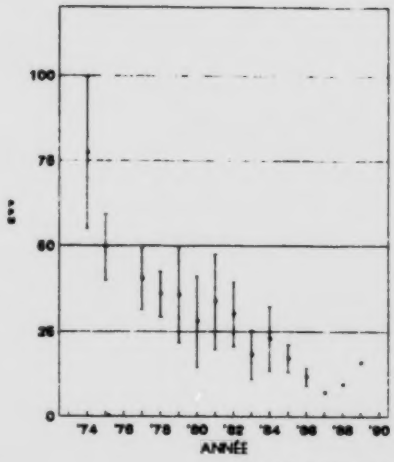
Colonies de Goéland argenté, de Sterne caspienne et de Cormoran à aigrettes étudiées dans le bassin des Grands Lacs

LAC ONTARIO

CONCENTRATIONS DE Σ BPC

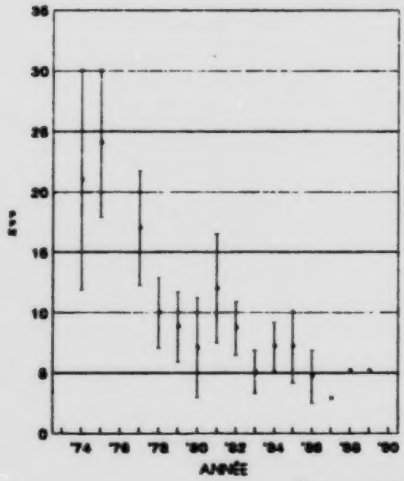


ÎLE SNAKE

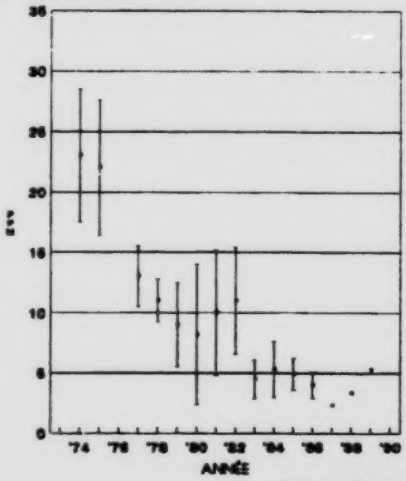


ÎLE MUGG'S

CONCENTRATIONS DE DDE



ÎLE SNAKE



ÎLE MUGG'S

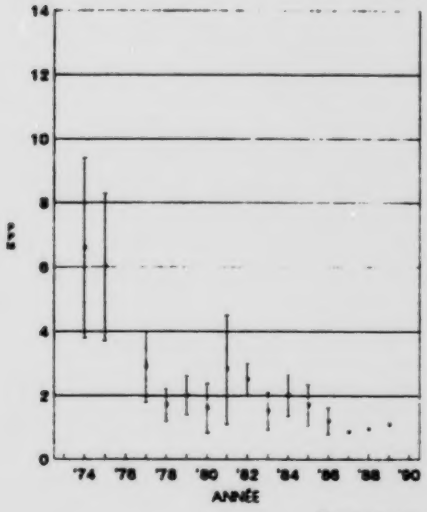
Figure 2

Concentrations moyennes de Σ BPC (voir texte) et de DDE dans les oeufs de Goéland argenté provenant des colonies des îles Snake et Mugg's du lac Ontario (en ppm, poids humide). Les moyennes avec écart type sont basées sur des échantillons de 9 à 11 oeufs; les moyennes sans écart type sont basées sur une analyse d'un mélange de 10 oeufs.

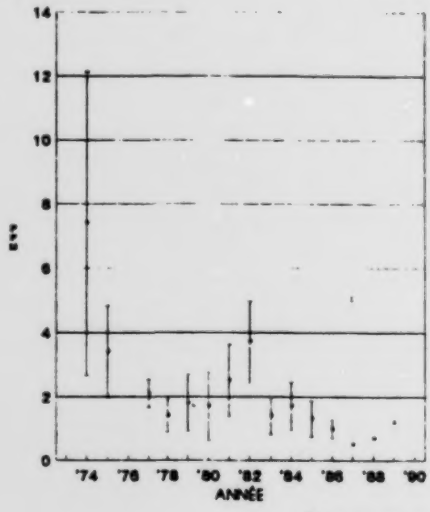
Source : D.V. Weseloh, Service canadien de la faune.

LAC ONTARIO

CONCENTRATIONS DE MIREX

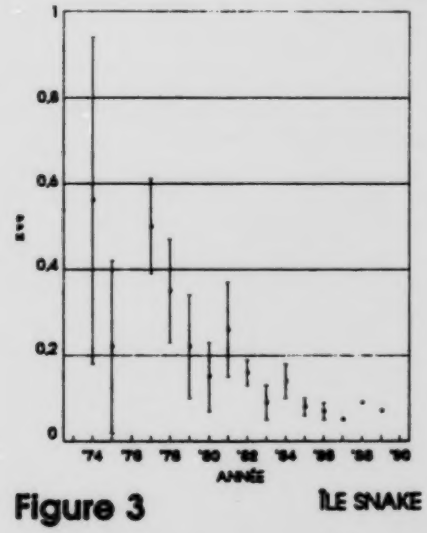


ÎLE SNAKE

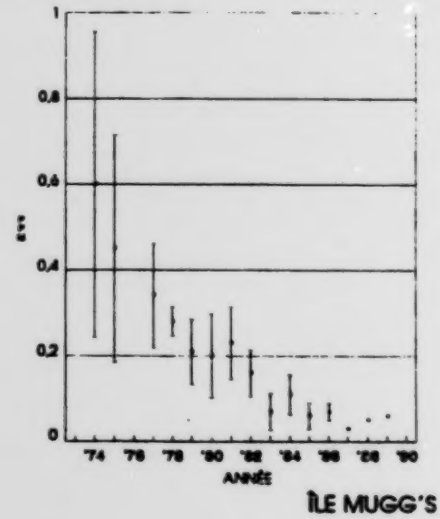


ÎLE MUGG'S

CONCENTRATIONS DE HCB



ÎLE SNAKE



ÎLE MUGG'S

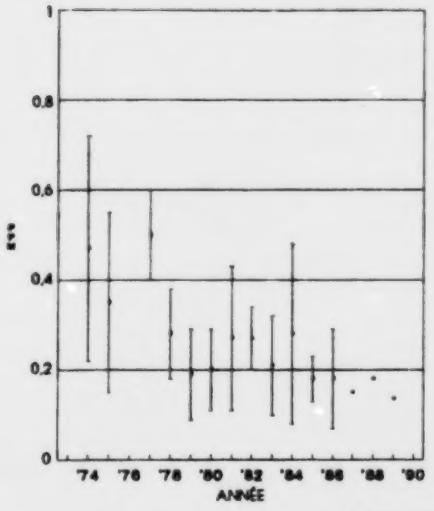
Figure 3

Concentrations moyennes de mirex et de HCB dans les oeufs de Goéland argenté des colonies des îles Snake et Mugg's du lac Ontario (en ppm, poids humide). Les moyennes avec écart type sont basées sur des échantillons de 9 à 11 oeufs; les moyennes sans écart type sont basées sur une analyse d'un mélange de 10 oeufs.

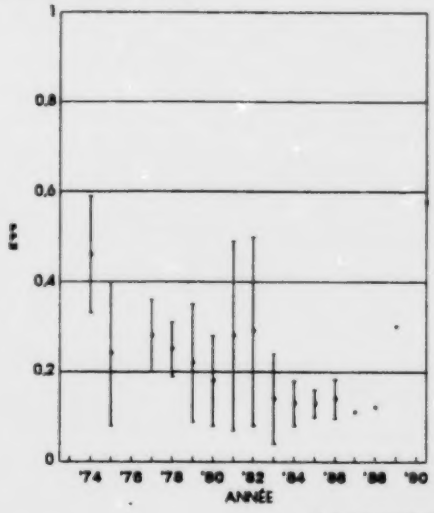
Source : D.V. Weseloh, Service canadien de la faune.

LAC ONTARIO

CONCENTRATIONS DE DIELDRINE

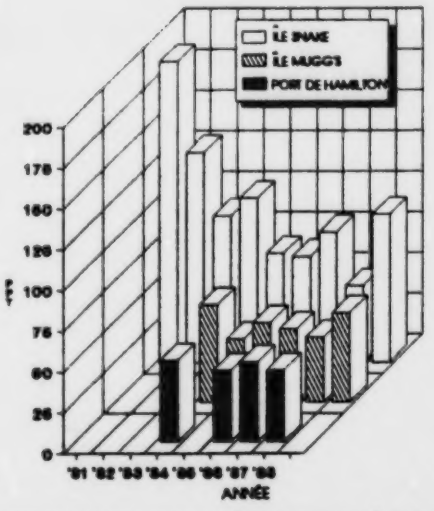


ÎLE SNAKE

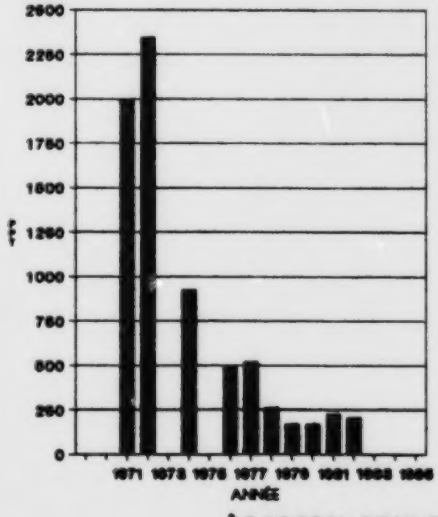


ÎLE MUGG'S

CONCENTRATIONS DE TCDD



PORT DE HAMILTON, ÎLE MUGG'S, ÎLE SNAKE



ÎLE SCOTCH BONNET

Figure 4

Concentrations moyennes de dieldrine et de TCDD dans les oeufs de Goéland argenté des colonies du lac Ontario (en ppm, poids humide, pour la dieldrine et en ppt pour le TCDD). Les moyennes avec écart type sont basées sur des échantillons de 9 à 11 oeufs; les moyennes sans écart type sont basées sur une analyse d'un mélange de 10 oeufs.

Source : D.V. Weseloh, Service canadien de la faune, pour les données sur la dieldrine, et R.J. Norstrom, Service canadien de la faune, pour les données sur le TCDD.

RIVIÈRE NIAGARA

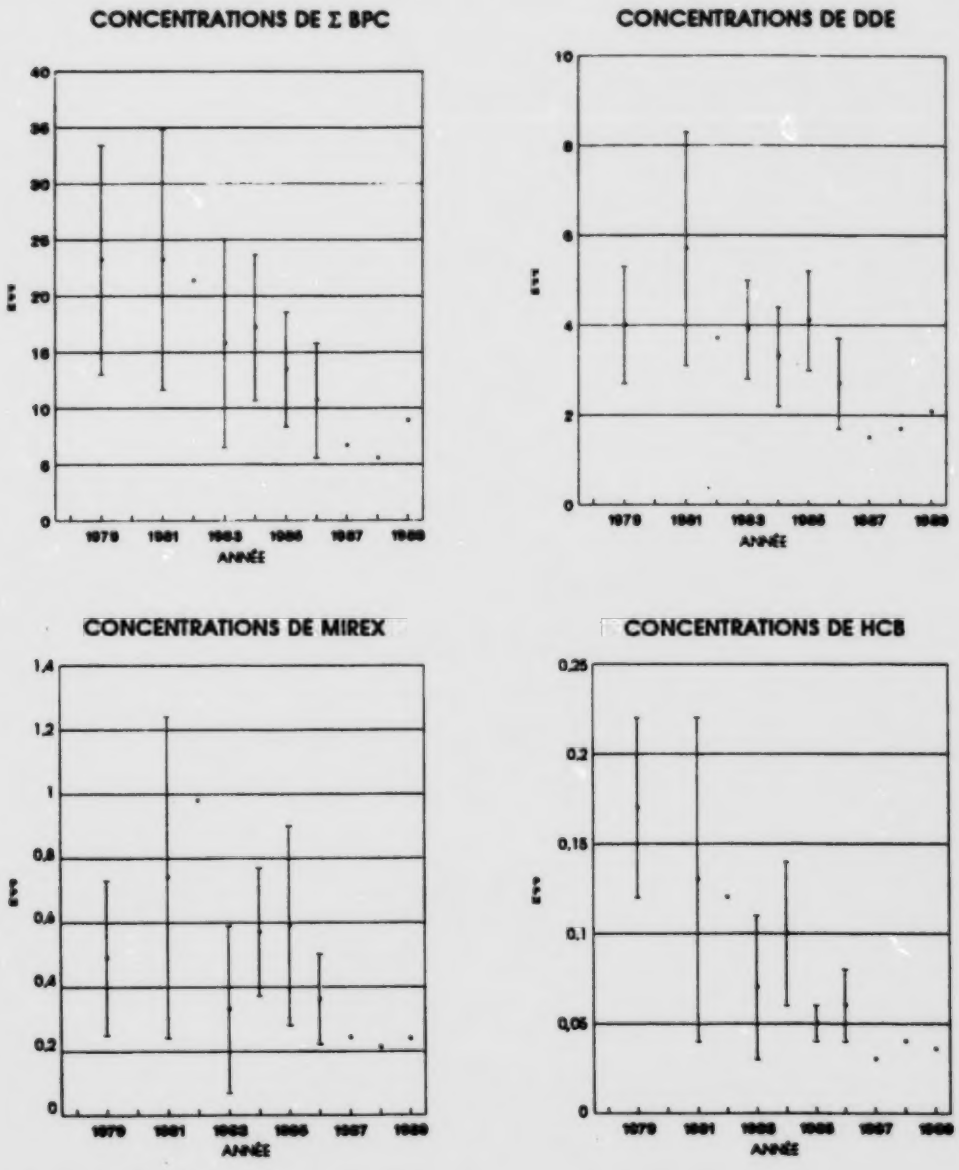


Figure 5

Concentrations moyennes de substances organochlorées dans les oeufs de Goéland argenté de la colonie de la rivière Niagara (en ppm, poids humide). Les moyennes avec écart type sont basées sur des échantillons de 9 à 11 oeufs; les moyennes sans écart type sont basées sur une analyse d'un mélange de 10 oeufs.

Source : D.V. Weseloh, Service canadien de la faune.

RIVIÈRE NIAGARA

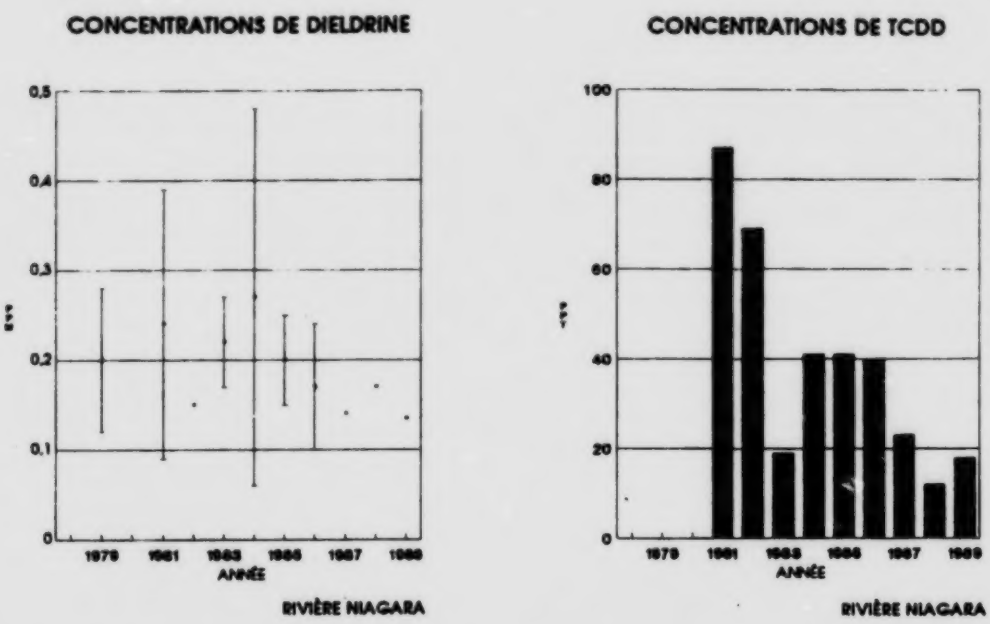


Figure 6

Concentrations moyennes de dieldrine et de TCDD dans les oeufs de Goéland argenté de la colonie de la rivière Niagara (en ppm, poids humide, pour la dieldrine et en ppt pour le TCDD). Les moyennes avec écart type sont basées sur des échantillons de 9 à 11 oeufs; les moyennes sans écart type sont basées sur une analyse d'un mélange de 10 oeufs.

Source : D.V. Weseloh, Service canadien de la faune, pour les données sur la dieldrine, et R.J. Norstrom, Service canadien de la faune, pour les données sur le TCDD.

LAC ÉRIÉ

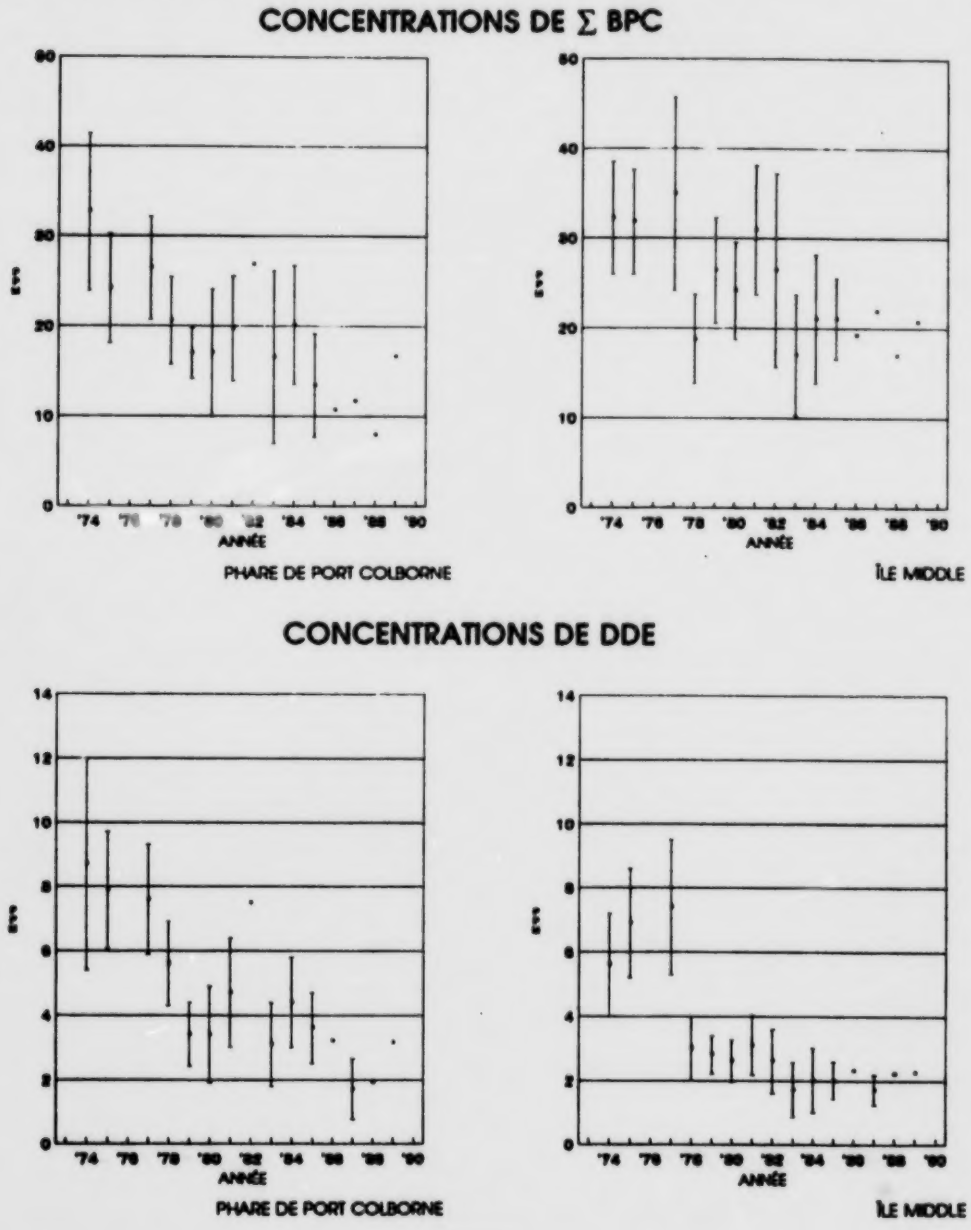


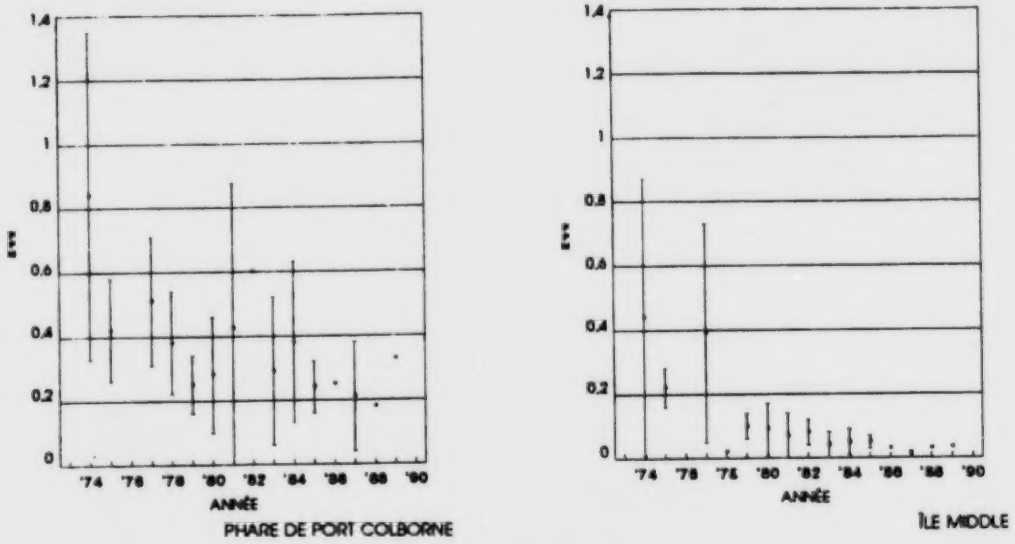
Figure 7

Concentrations moyennes de Σ BPC et de DDE dans les oeufs de Goéland argenté des colonies du lac Érié dans l'île Middle et au phare de Port Colborne (en ppm, poids humide). Les moyennes avec écart type sont basées sur des échantillons de 9 à 11 oeufs; les moyennes sans écart type sont basées sur une analyse d'un mélange de 10 oeufs.

Source : D.V. Weseloh, Service canadien de la faune.

LAC ÉRIÉ

CONCENTRATIONS DE MIREX



CONCENTRATIONS DE HCB

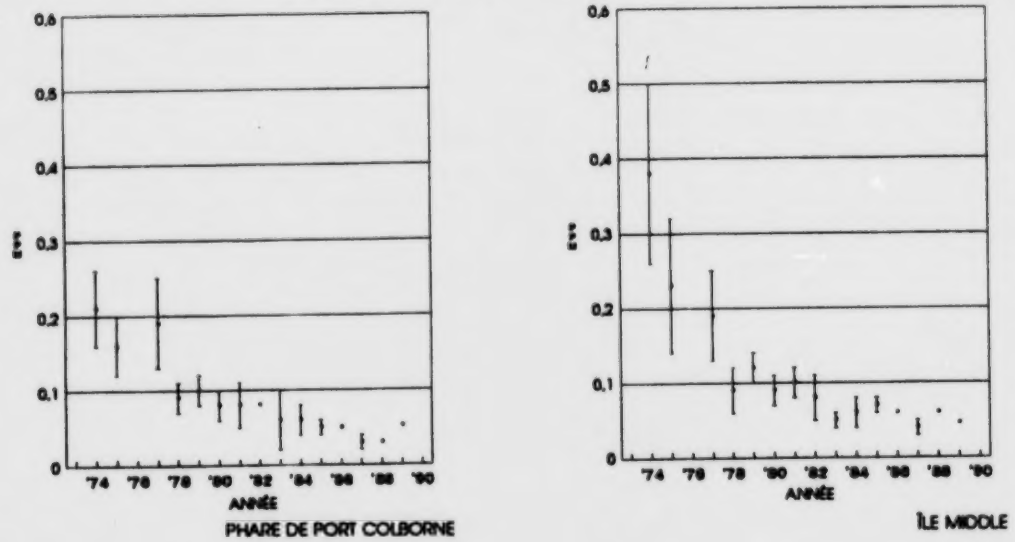


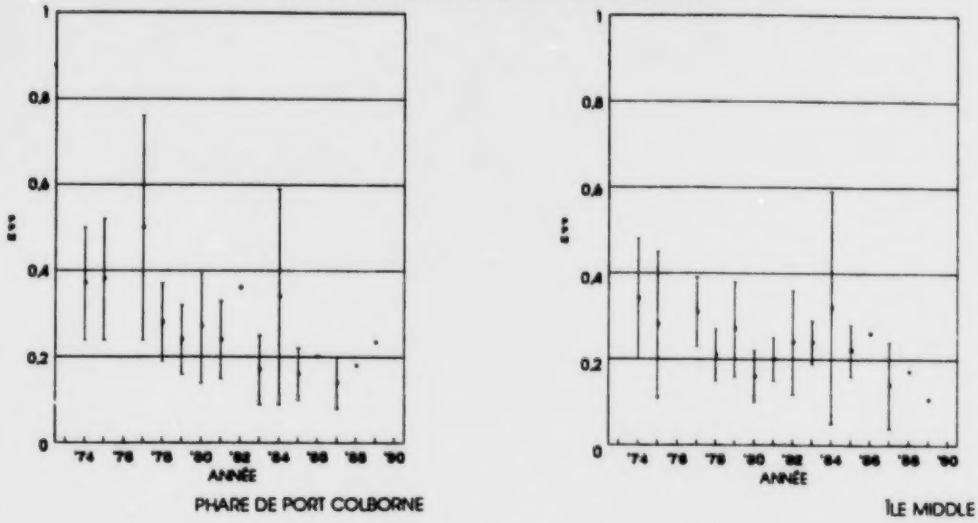
Figure 8

Concentrations moyennes de mirex et de HCB dans les oeufs de Goéland argenté des colonies du lac Érié dans l'île Middle et au phare de Port Colborne (en ppm, poids humide). Les moyennes avec écart type sont basées sur des échantillons de 9 à 11 oeufs; les moyennes sans écart type sont basées sur une analyse d'un mélange de 10 oeufs.

Source : D.V. Weseloh, Service canadien de la faune.

LAC ÉRIÉ

CONCENTRATIONS DE DIELDRINE



CONCENTRATIONS DE TCDD

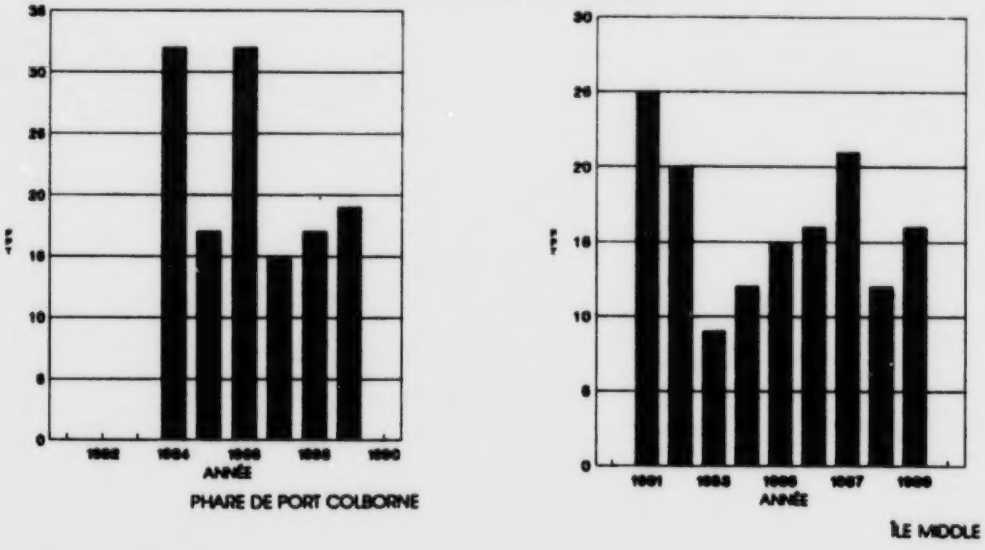


Figure 9

Concentrations moyennes de dieldrine et de TCDD dans les oeufs de Goéland argenté des colonies du lac Érié dans l'île Middle et au phare de Port Colborne (en ppm, poids humide, pour la dieldrine et en ppt, poids humide, pour le TCDD). Les moyennes avec écart type sont basées sur des échantillons de 9 à 11 oeufs; les moyennes sans écart type sont basées sur une analyse d'un mélange de 10 oeufs.

Source : D.V. Weseloh, Service canadien de la faune, pour les données sur la dieldrine, et R.J. Norstrom, Service canadien de la faune, pour les données sur le TCDD.

RIVIÈRE DETROIT

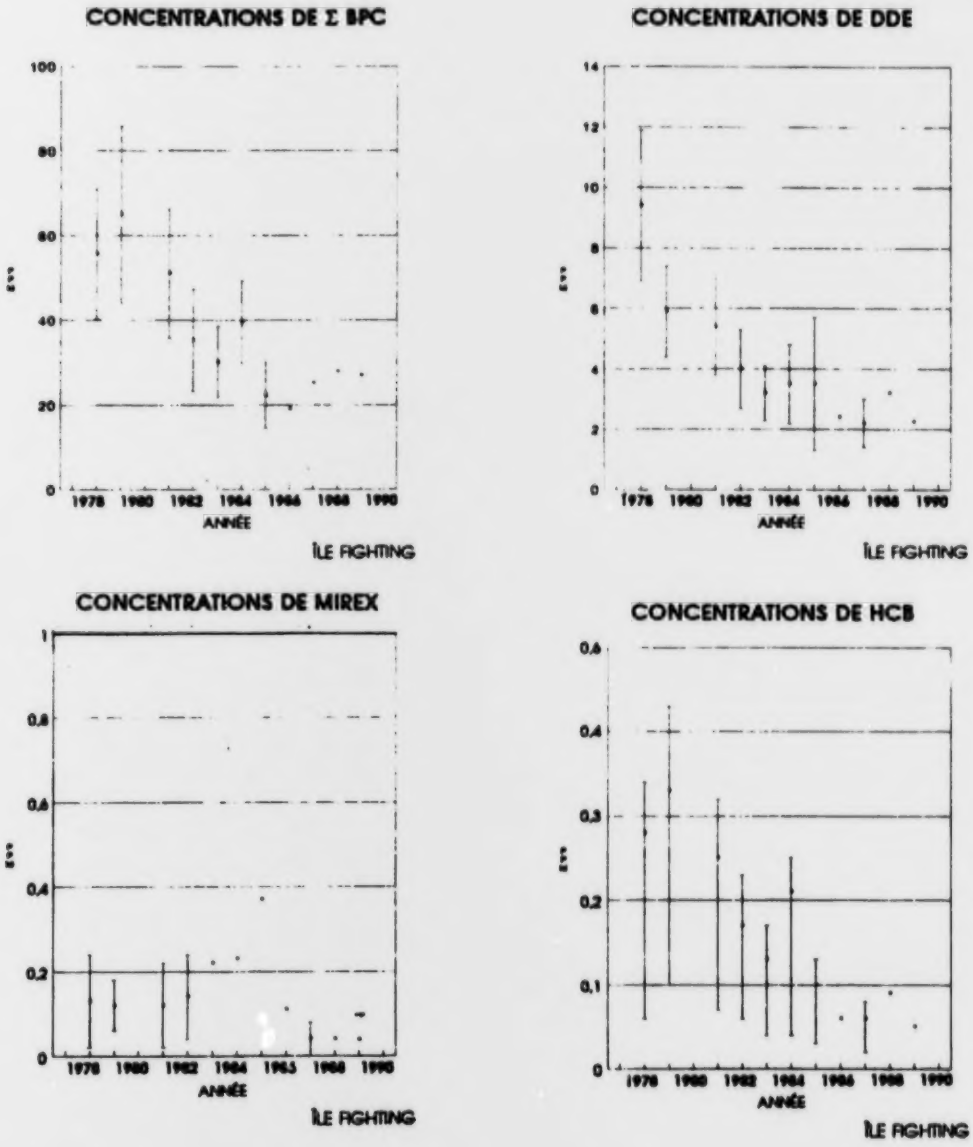


Figure 10

Concentrations moyennes de contaminants dans les oeufs de Goéland argenté de la colonie de l'île Fighting dans la rivière Detroit (en ppm, poids humide). Les moyennes avec écart type sont basées sur des échantillons de 9 à 11 oeufs; les moyennes sans écart type sont basées sur une analyse d'un mélange de 10 oeufs.

Source : D.V. Weseloh, Service canadien de la faune.

RIVIÈRE DETROIT

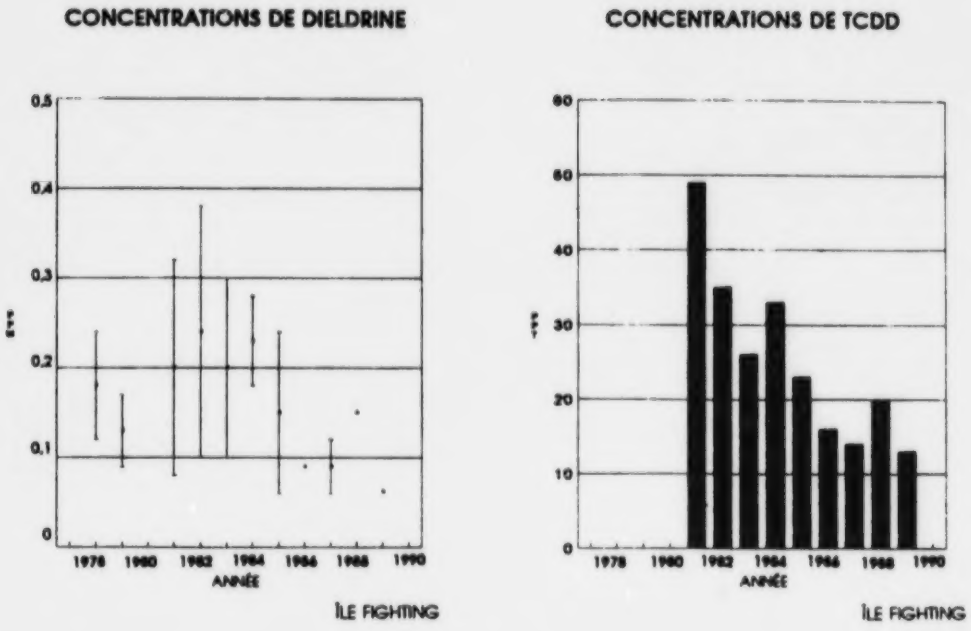


Figure 11

Concentrations moyennes de dieldrine et de TCDD dans les oeufs de Goéland argenté de la colonie de l'île Fighting dans la rivière Detroit (en ppm, poids humide, pour la dieldrine et en ppt pour le TCDD). Les moyennes avec écart type sont basées sur des échantillons de 9 à 11 oeufs; les moyennes sans écart type sont basées sur une analyse d'un mélange de 10 oeufs.

Source : D.V. Weseloh, Service canadien de la faune, pour les données sur la dieldrine, et R.J. Norstrom, Service canadien de la faune, pour les données sur le TCDD.

LAC HURON

CONCENTRATIONS DE Σ BPC

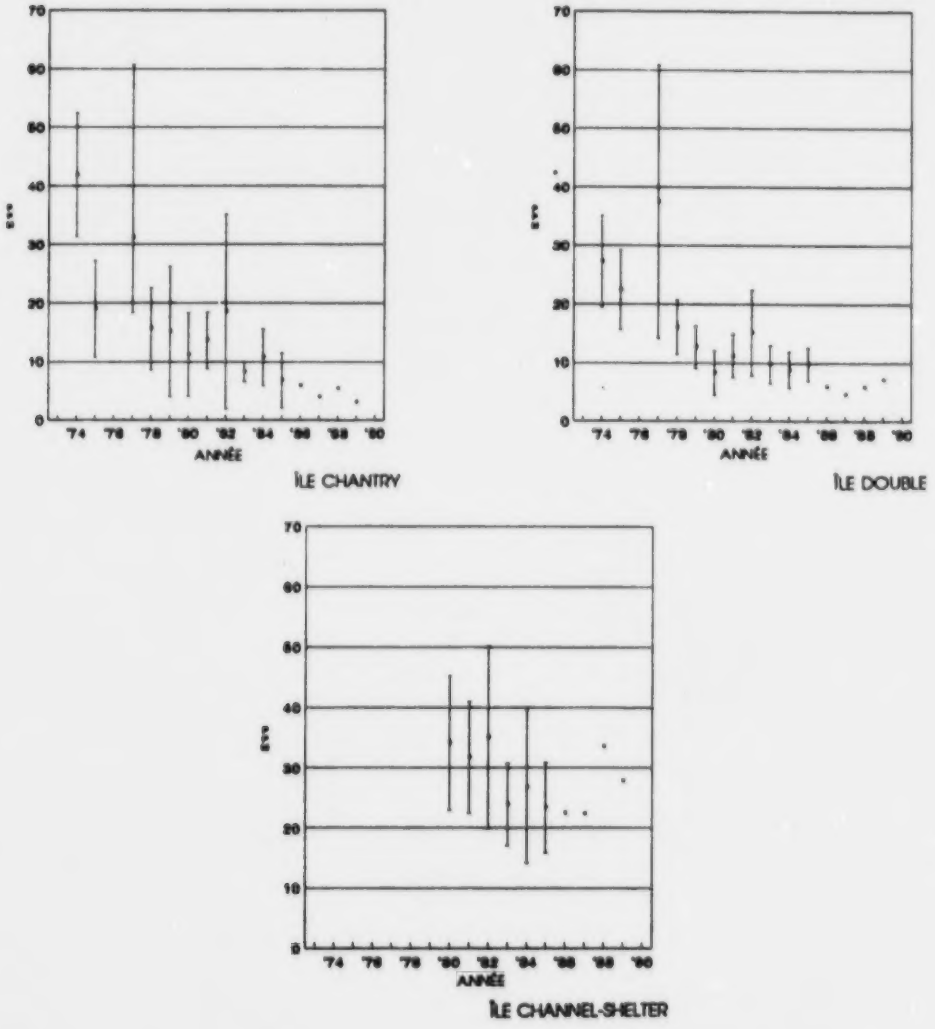


Figure 12

Concentrations moyennes de Σ BPC dans les oeufs de Goéland argenté des colonies des îles Double, Chantry et Channel-Shelter du lac Huron (en ppm, poids humide). Les moyennes avec écart type sont basées sur des échantillons de 9 à 11 oeufs; les moyennes sans écart type sont basées sur une analyse d'un mélange de 10 oeufs.

Source : D.V. Weseloh, Service canadien de la faune.

LAC HURON

CONCENTRATIONS DE DDE

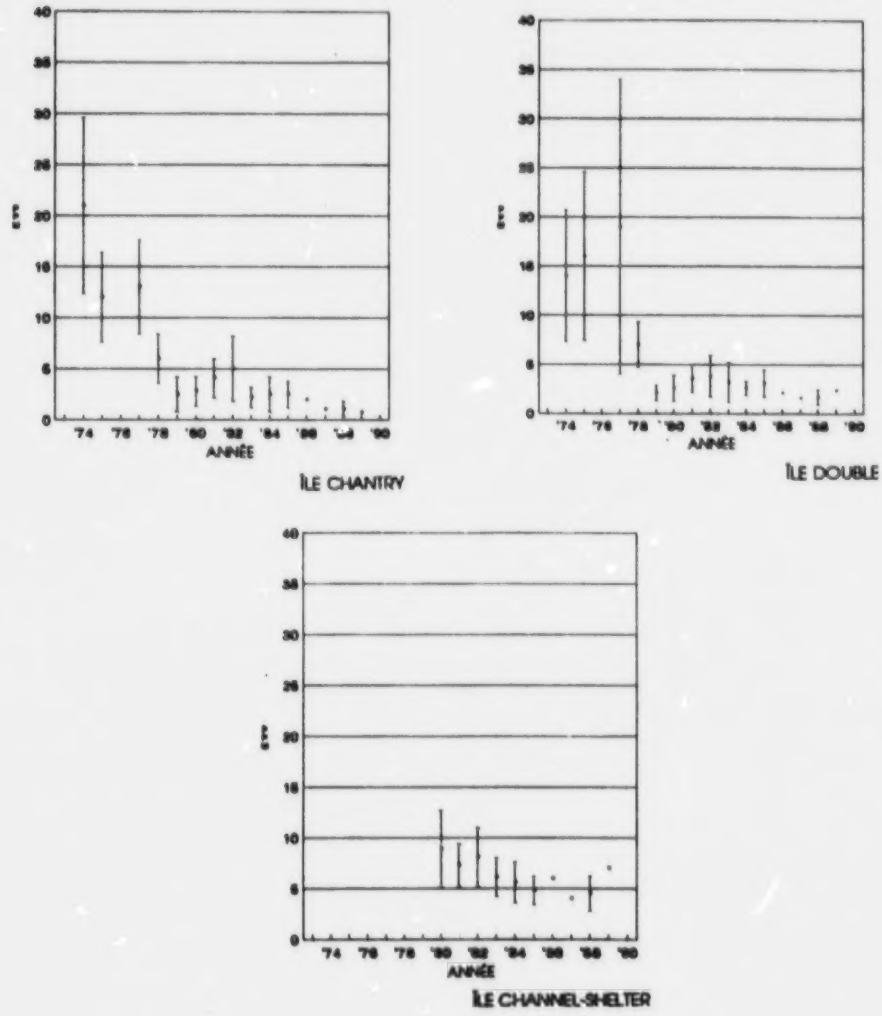


Figure 13

Concentrations moyennes de DDE dans les oeufs de Goéland argenté des colonies des îles Double, Chantry et Channel-Shelter du lac Huron (en ppm, poids humide). Les moyennes avec écart type sont basées sur des échantillons de 9 à 11 oeufs; les moyennes sans écart type sont basées sur une analyse d'un mélange de 10 oeufs.

Source : D.V. Weseloh, Service canadien de la faune.

LAC HURON

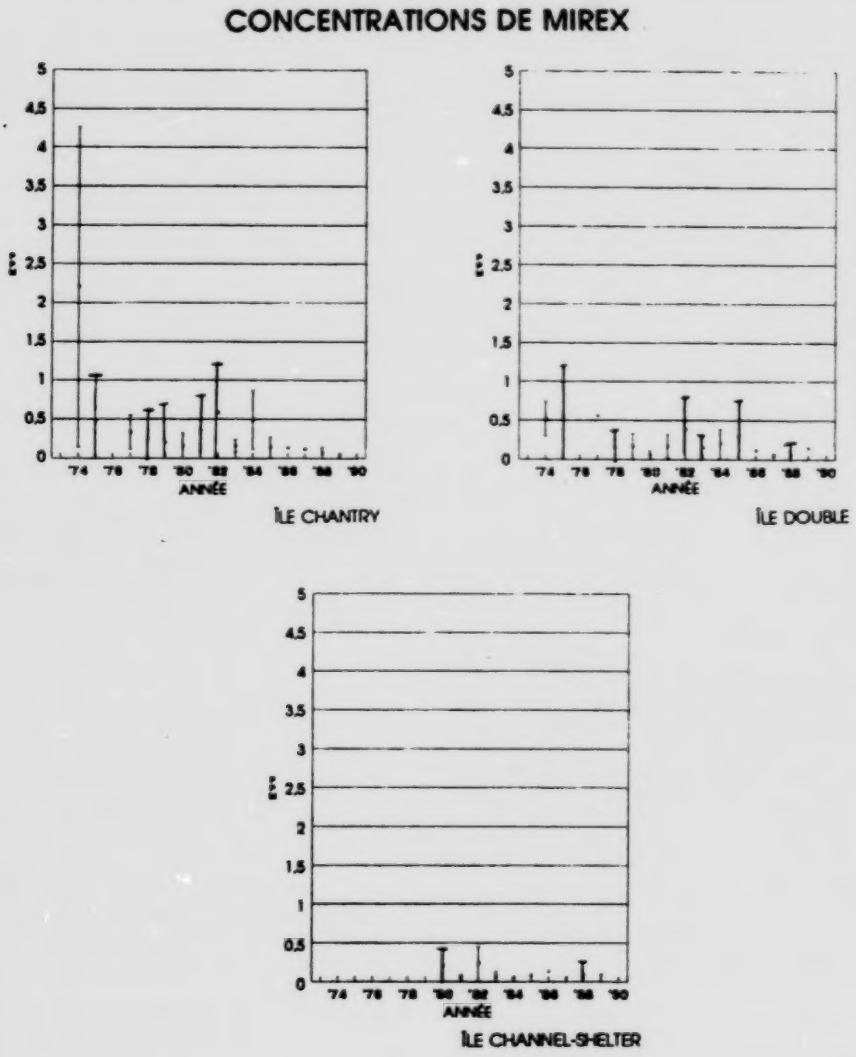


Figure 14

Concentrations moyennes de mirex dans les oeufs de Goéland argenté des colonies des îles Double, Chantry et Channel-Shelter du lac Huron (en ppm, poids humide). Les moyennes avec écart type sont basées sur des échantillons de 9 à 11 oeufs; les moyennes sans écart type sont basées sur une analyse d'un mélange de 10 oeufs.

Source : D.V. Weseloh, Service canadien de la faune.

LAC HURON

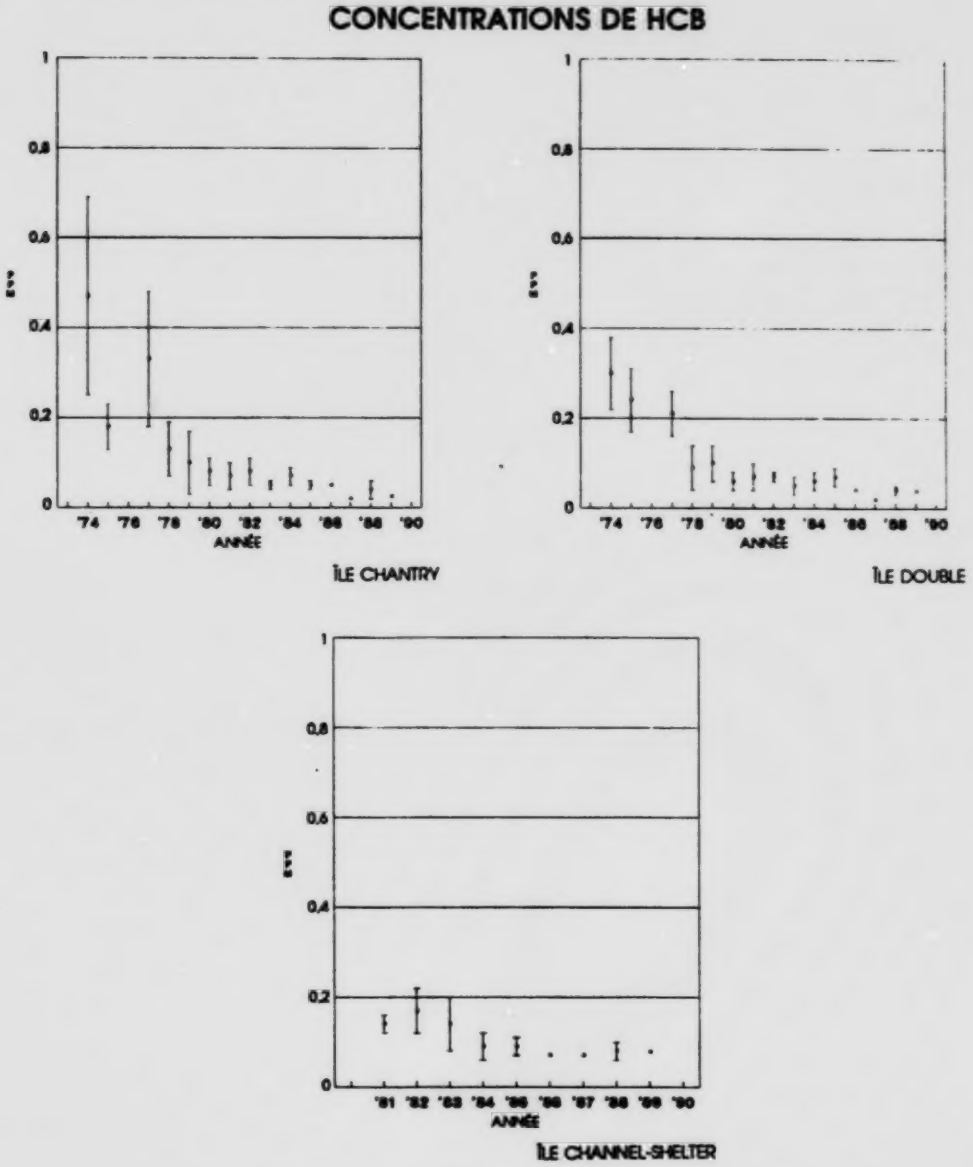


Figure 15

Concentrations moyennes de HCB dans les oeufs de Goéland argenté des colonies des îles Double, Chantry et Channel-Shelter du lac Huron (en ppm, poids humide). Les moyennes avec écart type sont basées sur des échantillons de 9 à 11 oeufs; les moyennes sans écart type sont basées sur une analyse d'un mélange de 10 oeufs.

Source : D.V. Weseloh, Service canadien de la faune.

LAC HURON

CONCENTRATIONS DE DIELDRINE

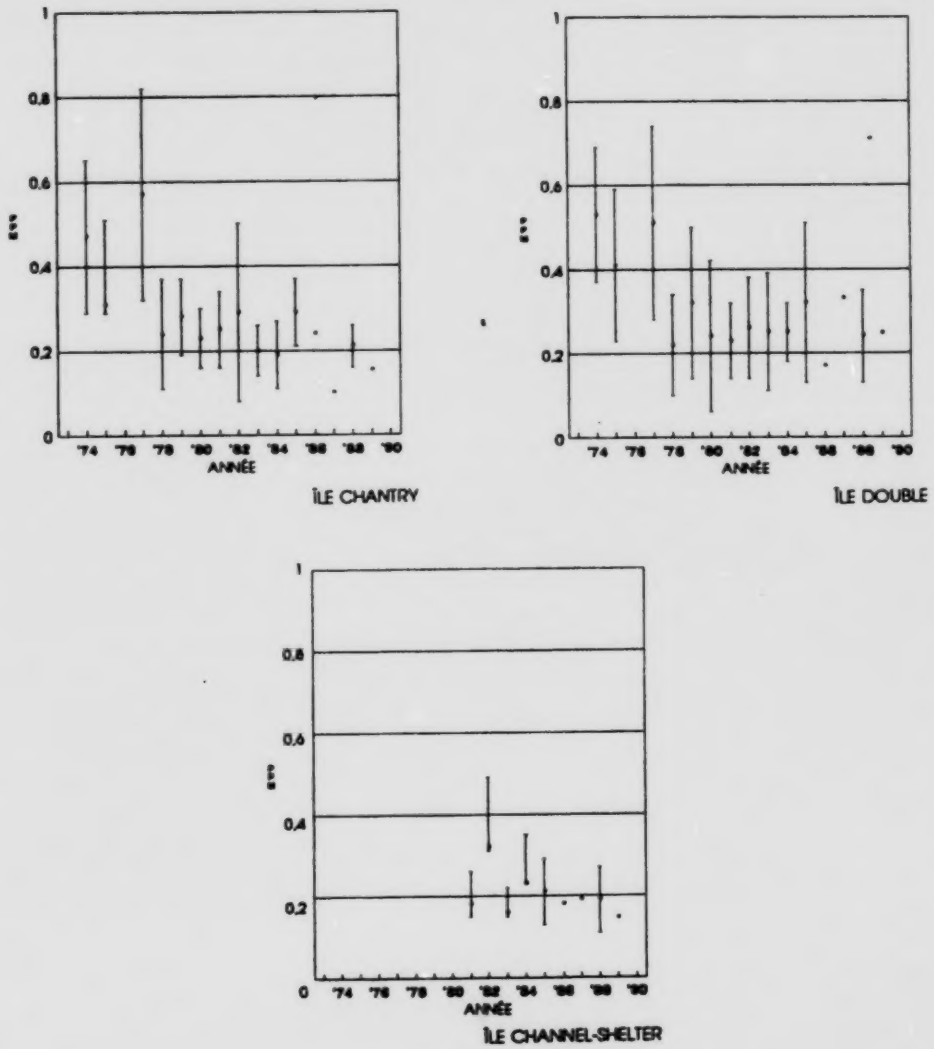


Figure 16

Concentrations moyennes de dieldrine dans les oeufs de Goéland argenté des colonies des îles Double, Chantry et Channel-Shelter du lac Huron (en ppm, poids humide). Les moyennes avec écart type sont basées sur des échantillons de 9 à 11 oeufs; les moyennes sans écart type sont basées sur une analyse d'un mélange de 10 oeufs.

Source : D.V. Weseloh, Service canadien de la faune.

LAC HURON

CONCENTRATIONS DE TCDD

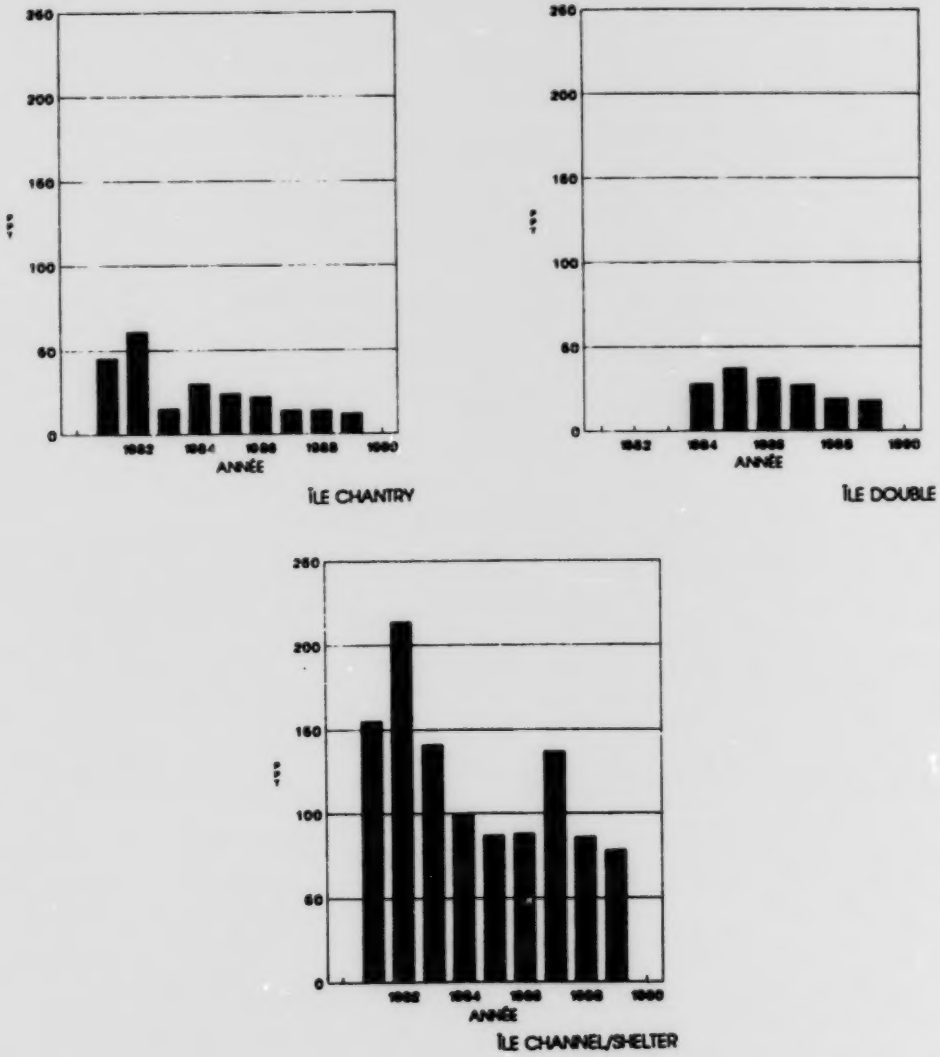


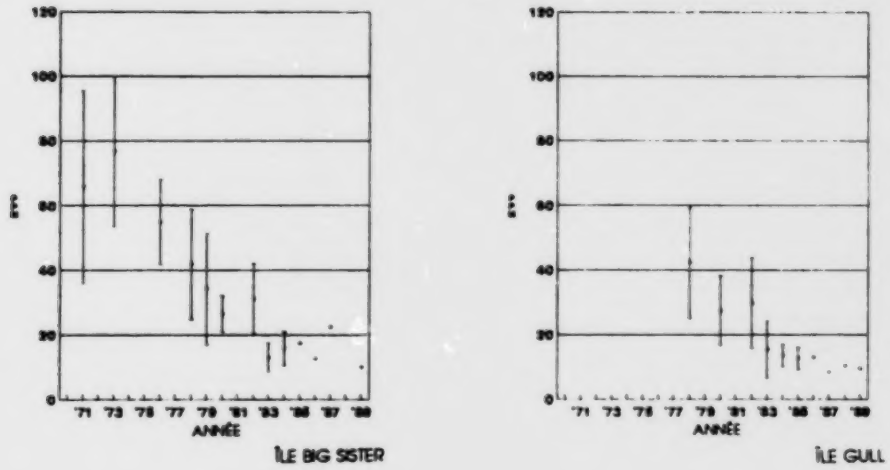
Figure 17

Concentrations moyennes de TCDD dans les oeufs de Goéland argenté des colonies des îles Double, Chantry et Channel-Shelter du lac Huron (en ppt, poids humide). Les résultats sont basés sur une analyse d'un mélange de 10 oeufs.

Source : R.J. Norstrom, Service canadien de la faune.

LAC MICHIGAN

CONCENTRATIONS DE Σ BPC



CONCENTRATIONS DE DDE

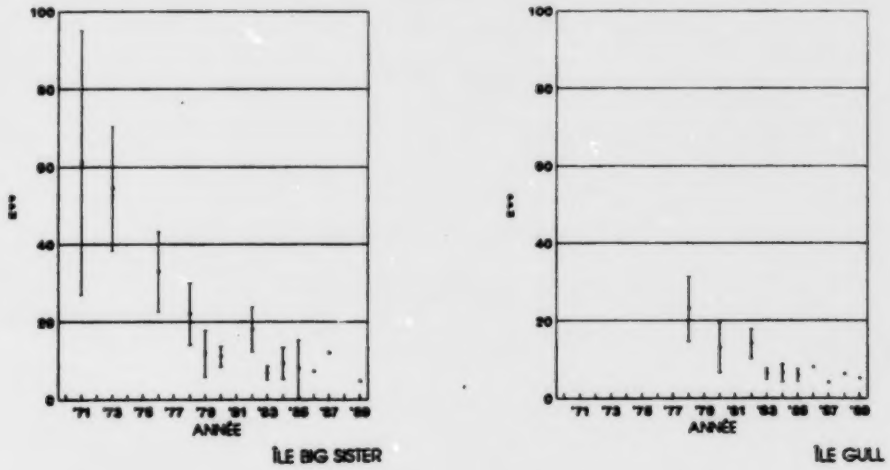


Figure 18

Concentrations moyennes de Σ BPC et de DDE dans les oeufs de Goéland argenté des colonies des îles Big Sister et Gull du lac Michigan (en ppm, poids humide). Les moyennes avec écart type sont basées sur des échantillons de 9 à 11 oeufs; les moyennes sans écart type sont basées sur une analyse d'un mélange de 10 oeufs.

Source : D.V. Weseloh, Service canadien de la faune.

LAC MICHIGAN

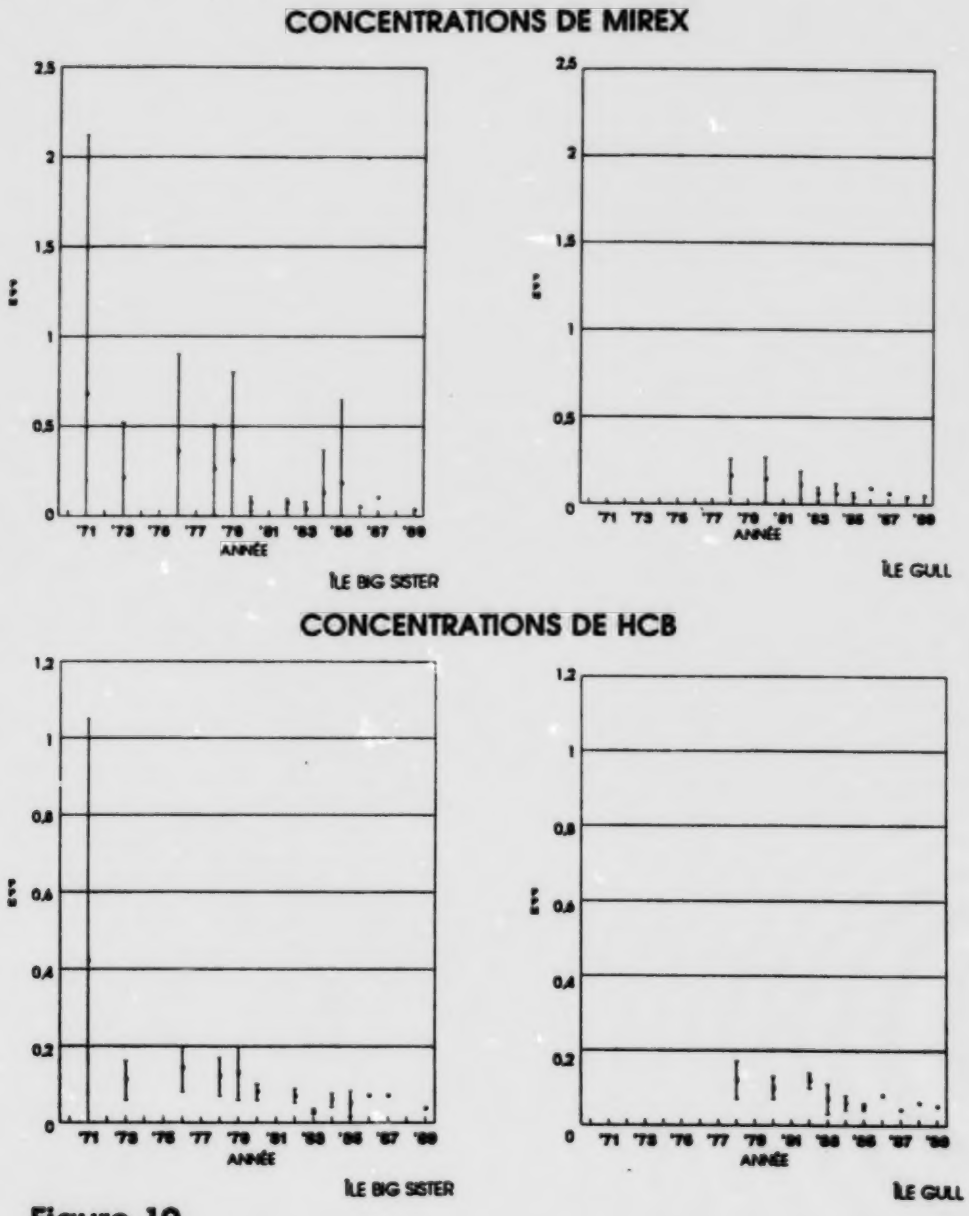


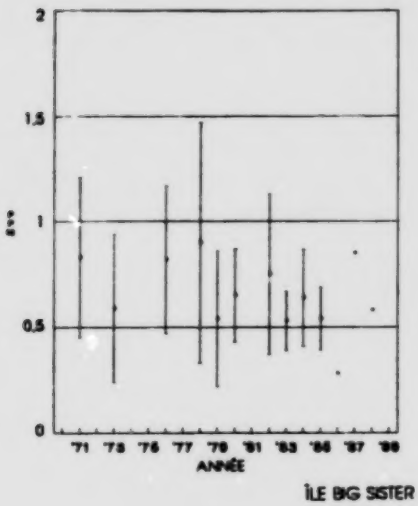
Figure 19

Concentrations moyennes de mirex et de HCB dans les oeufs de Goéland argenté des colonies des îles Big Sister et Gull du lac Michigan (en ppm, poids humide). Les moyennes avec écart type sont basées sur des échantillons de 9 à 11 oeufs; les moyennes sans écart type sont basées sur une analyse d'un mélange de 10 oeufs.

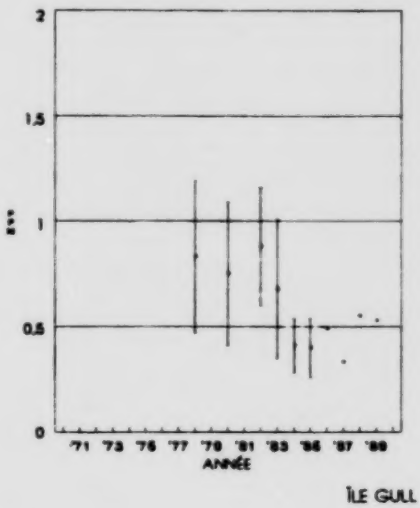
Source : D.V. Weseloh, Service canadien de la faune.

LAC MICHIGAN

CONCENTRATIONS DE DIELDRINE

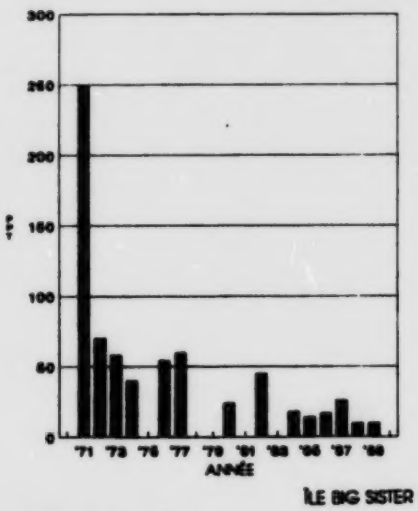


ÎLE BIG SISTER

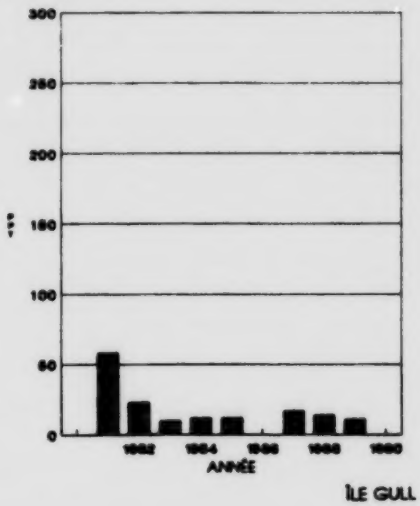


ÎLE GULL

CONCENTRATIONS DE TCDD



ÎLE BIG SISTER



ÎLE GULL

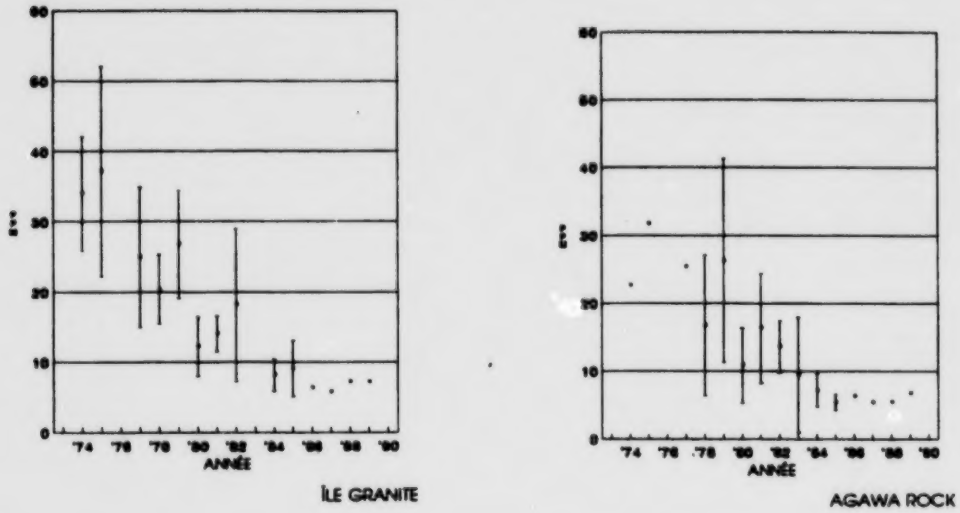
Figure 20

Concentrations moyennes de dieldrine et de TCDD dans les oeufs de Goéland argenté des colonies des îles Big Sister et Gull du lac Michigan (en ppm, poids humide, pour la dieldrine et en ppt pour le TCDD). Les moyennes avec écart type sont basées sur des échantillons de 9 à 11 oeufs; les moyennes sans écart type sont basées sur une analyse d'un mélange de 10 oeufs.

Source : D.V. Weseloh, Service canadien de la faune, pour les données sur la dieldrine, et R.J. Norstrom, Service canadien de la faune, pour les données sur le TCDD.

LAC SUPÉRIEUR

CONCENTRATIONS DE Σ BPC



CONCENTRATIONS DE DDE

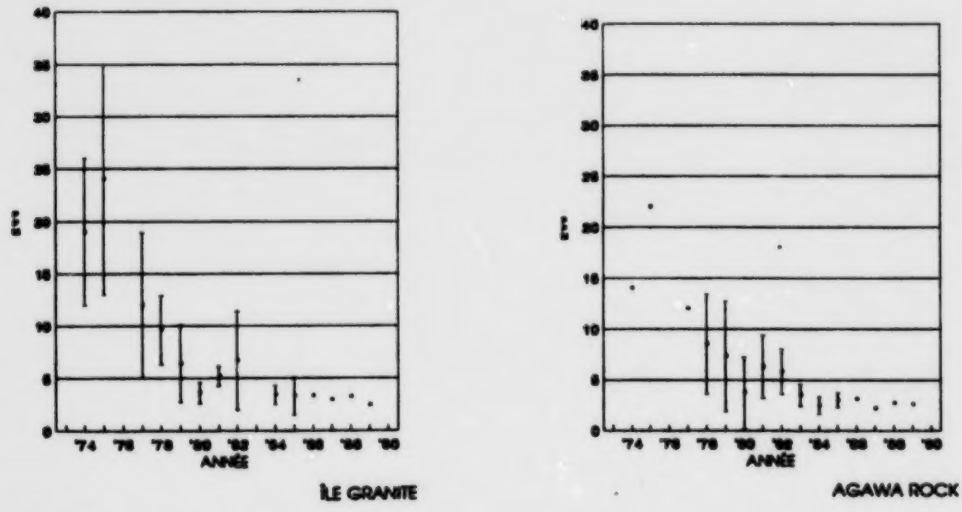


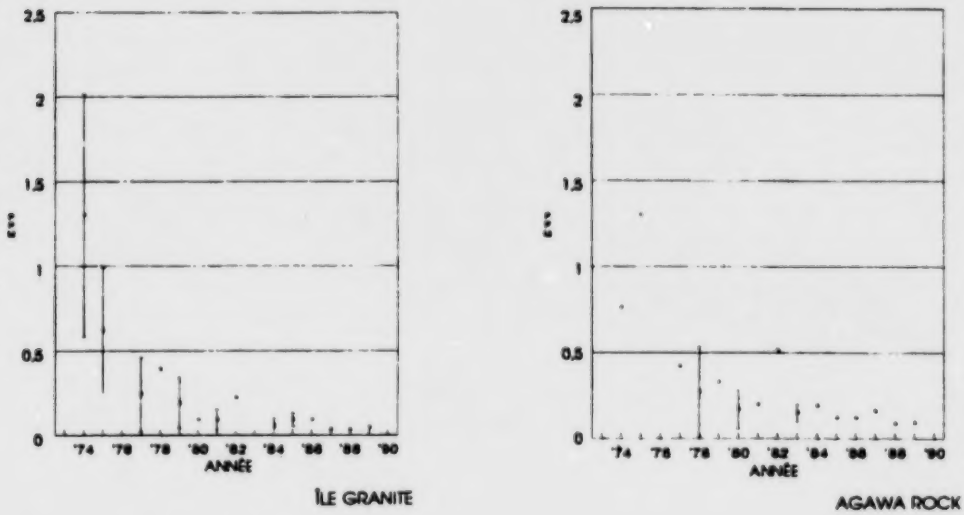
Figure 21

Concentrations moyennes de Σ BPC et de DDE dans les oeufs de Goéland argenté des colonies de l'île Granite et d'Agawa Rock du lac Supérieur (en ppm, poids humide). Les moyennes avec écart type sont basées sur des échantillons de 9 à 11 oeufs; les moyennes sans écart type sont basées sur une analyse d'un mélange de 10 oeufs.

Source : D.V. Weseloh, Service canadien de la faune.

LAC SUPÉRIEUR

CONCENTRATIONS DE MIREX



CONCENTRATIONS DE HCB

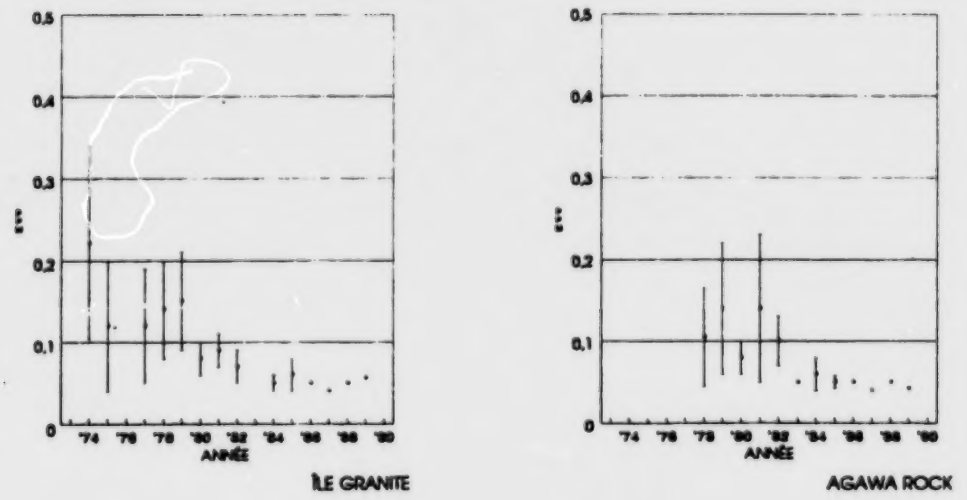


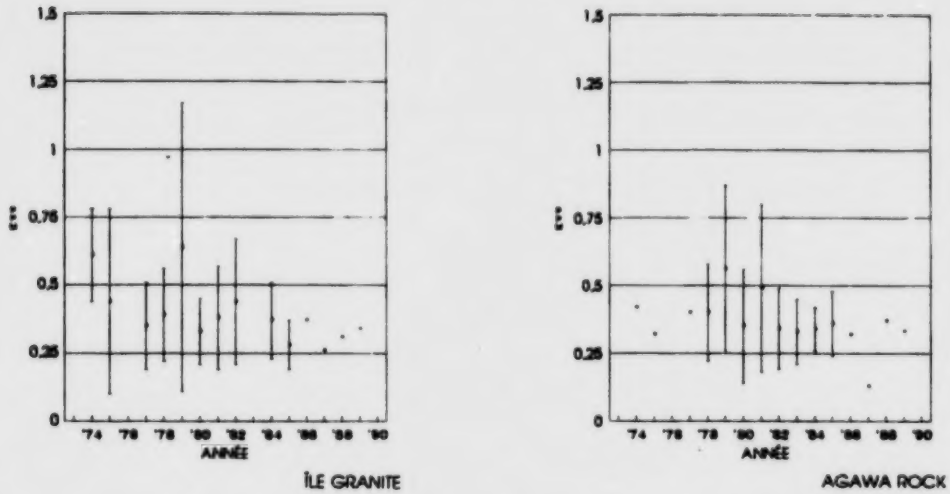
Figure 22

Concentrations moyennes de mirex et de HCB dans les oeufs de Goéland argenté des colonies de l'île Granite et d'Agawa Rock du lac Supérieur (en ppm, poids humide). Les moyennes avec écart type sont basées sur des échantillons de 9 à 11 oeufs; les moyennes sans écart type sont basées sur une analyse d'un mélange de 10 oeufs.

Source : D.V. Weseloh, Service canadien de la faune.

LAC SUPÉRIEUR

CONCENTRATIONS DE DIELDRINE



CONCENTRATIONS DE TCDD

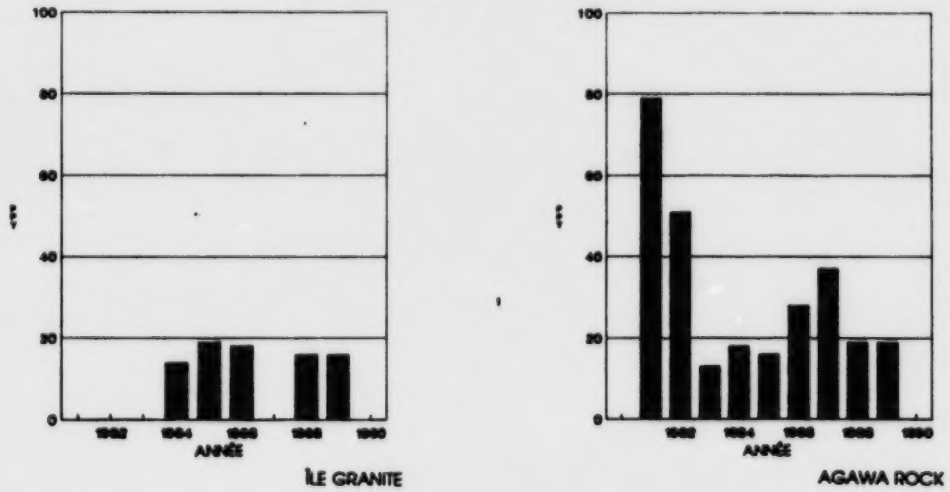


Figure 23

Concentrations moyennes de dieldrine et de TCDD dans les oeufs de Goéland argenté des colonies de l'île Granite et d'Agawa Rock du lac Supérieur (en ppm, poids humide, pour la dieldrine; en ppt pour le TCDD). Les moyennes avec écart type sont basées sur des échantillons de 9 à 11 oeufs; les moyennes sans écart type sont basées sur une analyse d'un mélange de 10 oeufs.

Source : D.V. Weseloh, Service canadien de la faune, pour les données sur la dieldrine, et R.J. Norstrom, Service canadien de la faune, pour les données sur le TCDD.

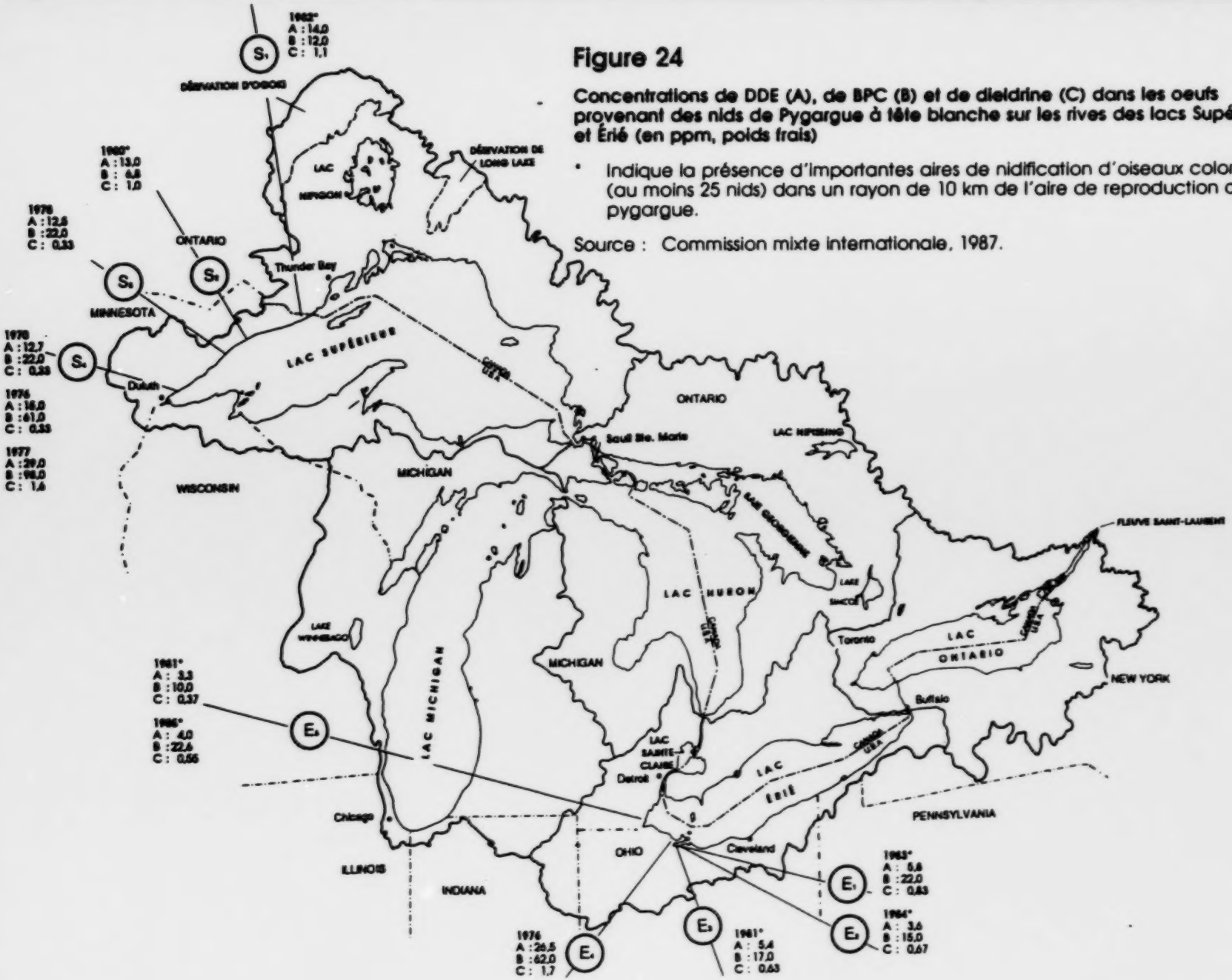
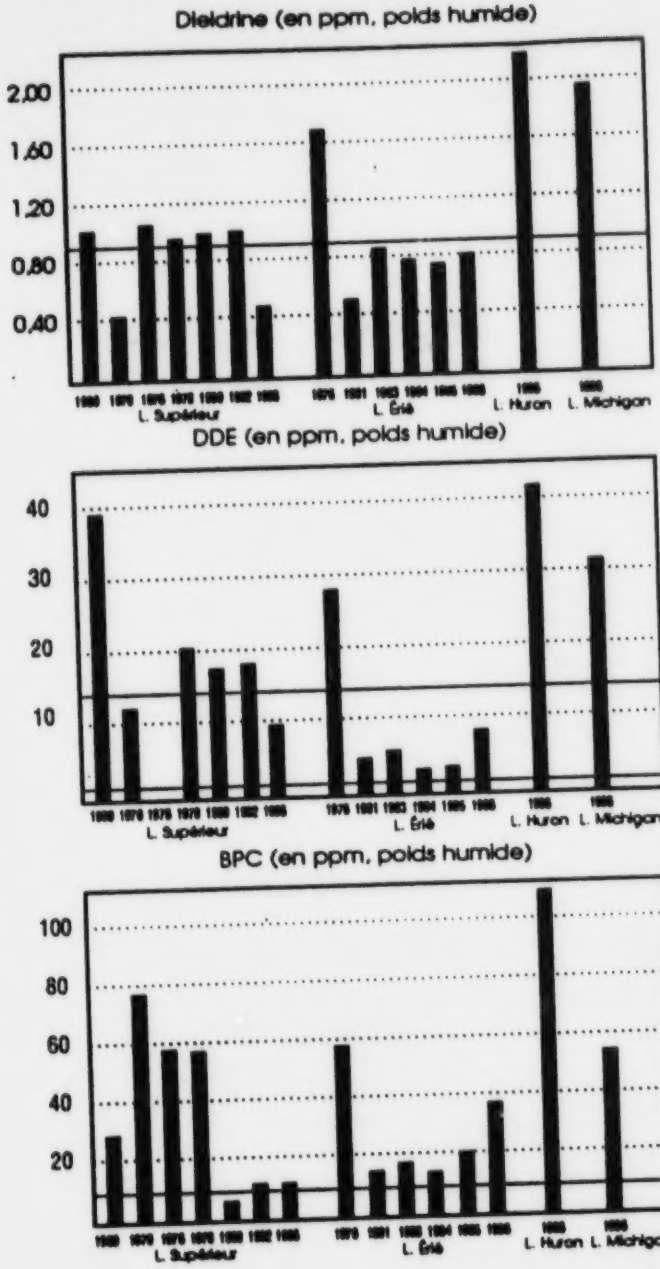


Figure 24

Concentrations de DDE (A), de BPC (B) et de dieldrine (C) dans les oeufs provenant des nids de Pygargue à tête blanche sur les rives des lacs Supérieur et Érié (en ppm, poids frais)

- Indique la présence d'importantes aires de nidification d'oiseaux coloniaux (au moins 25 nids) dans un rayon de 10 km de l'aire de reproduction du pygargue.

Source : Commission mixte internationale, 1987.



Une concentration de 0,86 ppm associée à un taux de production de 31 % chez les Aigles royaux d'Écosse (Lockie *et al.*, 1969).

Une concentration supérieure ou égale à 15 ppm associée à un taux d'échec de reproduction de 100 % (Wiemeyer *et al.*, 1984).

Une concentration de 3 ppm constitue une concentration critique pour maintenir une population stable (Wiemeyer *et al.*, 1984).

Une concentration supérieure ou égale à 10 ppm a «un effet marqué sur la survie des embryons de certaines espèces d'oiseaux» (Peakall, 1987).

Figure 25

Concentrations de dieldrine, de DDE et de BPC dans les oeufs de Pygargue à tête blanche prélevés sur les rives des Grands Lacs, de 1969 à 1986. Toutes les concentrations sont pondérées pour tenir compte de la perte d'humidité. n = 1, sauf avis contraire. Les concentrations critiques de chaque produit chimique sont présentées relativement à celles trouvées dans les oeufs.

Source : T. Colborn, sous presse.

Figure 26

Emplacement des nids de Pygargue à tête blanche situés le long des rives et soumis à un échantillonnage de 1986 à 1988

Note : Voir le tableau 9 pour obtenir les concentrations de contaminants.

Source : D. Best, *Fish and Wildlife Service des États-Unis*, données inédites.

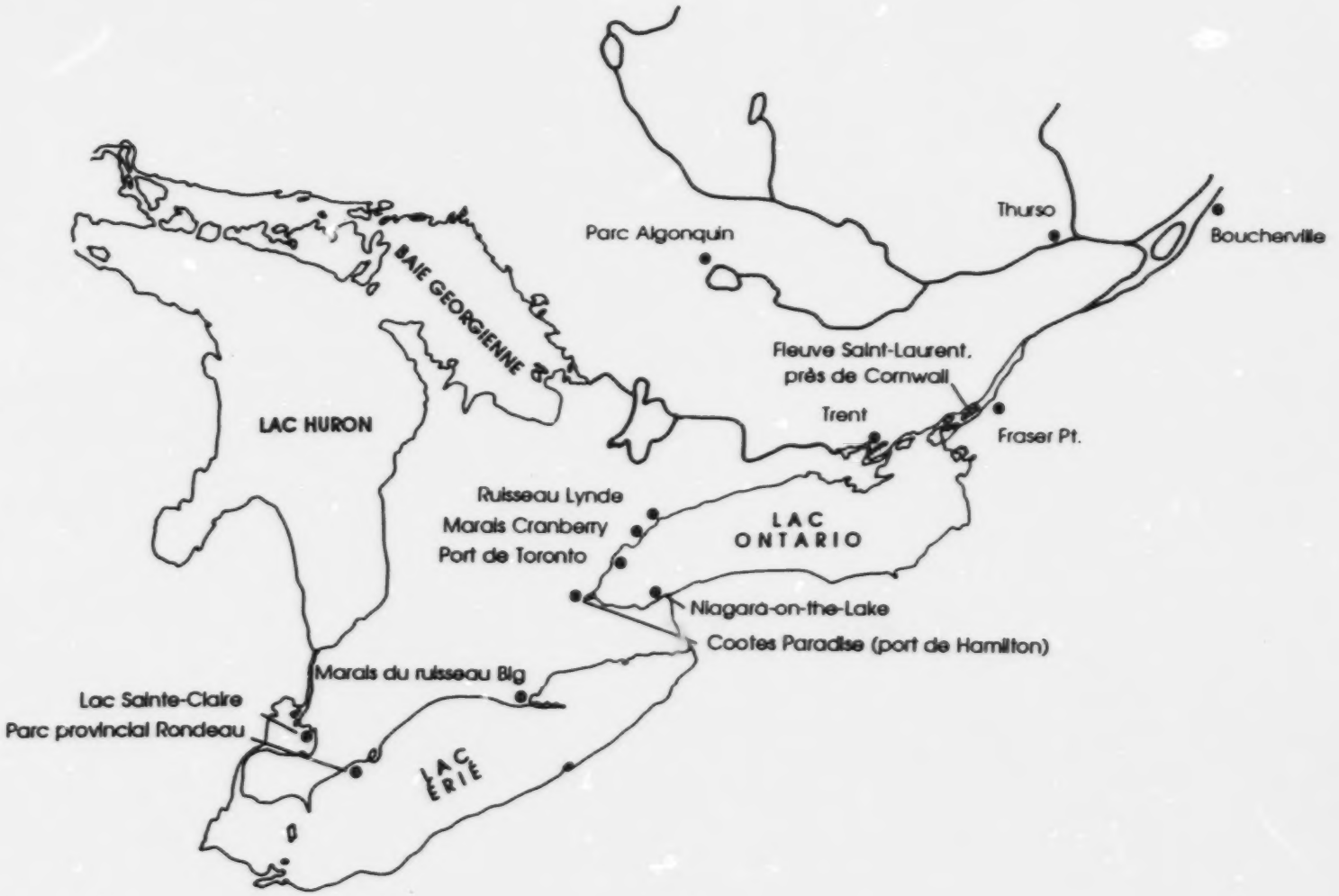


Figure 27

Lieux de prélèvement des oeufs de chélydre serpentine, de 1986 à 1989

Source : C. Bishop, Service canadien de la faune, inédit.

VOLUME 1, QUATRIÈME PARTIE

LES CONCENTRATIONS DES CONTAMINANTS CHEZ LES HUMAINS

RÉSUMÉ

Tout au long de leur vie, les habitants du bassin des Grands Lacs sont exposés à des centaines de substances chimiques, dont un grand nombre proviennent d'autres régions. On a décelé certains produits chimiques toxiques dans des échantillons de tissus provenant d'habitants du bassin des Grands Lacs. Les mêmes produits ont aussi été décelés dans l'air, les aliments, l'eau, les sédiments et les autres biotes - tels que les poissons et la faune - de la région. La présence de ces produits chimiques dans les tissus humains et dans l'environnement confirme que la population y est exposée et qu'il y a bioaccumulation.

Cette section du rapport examine les données scientifiques relatives aux concentrations de résidus et à l'exposition des populations humaines du bassin des Grands Lacs aux produits chimiques toxiques. Elle comprend, à des fins de comparaison, des données sur d'autres régions du Canada, des États-Unis et du monde.

Les aliments sont la cause de la majeure partie des expositions non professionnelles aux contaminants environnementaux. La proportion exacte des expositions d'origine alimentaire dépend de nombreux facteurs, mais pour la plupart des produits chimiques toxiques étudiés dans le rapport, elle varie de 40 % à près de 100 %. La plupart des études sur l'exposition aux produits chimiques toxiques provenant des aliments portent uniquement sur l'exposition de l'adulte moyen et ne traitent pas des nourrissons et des enfants. Les chercheurs ont mené relativement peu d'études sur les concentrations de contaminants dans les aliments produits et consommés dans le bassin des Grands Lacs.

La comparaison des résultats d'études menées aux États-Unis avec les données provenant du Canada indique qu'entre 1976 et 1978 la dose quotidienne estimée de 13 produits chimiques était plus élevée au Canada qu'aux États-Unis. Pendant la même période, la dose quotidienne estimée de six autres produits chimiques était presque identique dans les deux pays.

Le ministère de l'Environnement de l'Ontario a analysé des échantillons d'eau potable brute et traitée ainsi que des échantillons provenant de divers réseaux de distribution pour tenter de déceler un grand nombre de produits chimiques organiques et inorganiques. En général, les concentrations de ces produits chimiques sont inférieures aux valeurs fixées par les lignes

directrices actuelles. L'ingestion constitue le mode principal d'exposition aux produits chimiques toxiques présents dans l'eau. Certaines études laissent toutefois penser que l'on a sous-estimé l'absorption par voie cutanée.

Le MEO a effectué une surveillance des contaminants atmosphériques (MEO, 1988). Les données sur les produits chimiques inorganiques indiquent que la concentration de plomb dans l'air ambiant a diminué d'environ 60 % entre 1977 et 1982. Cette diminution a été attribuée à la baisse de consommation de l'essence au plomb.

En comparaison avec les membres des autres groupes d'âge, les nourrissons et les enfants en bas âge avalent accidentellement une grande quantité de terre. Ils sont donc particulièrement susceptibles d'être exposés au plomb contenu dans le sol. Kimbrough *et al.* (1984) ont estimé que les enfants âgés de 18 mois à 3 ans pouvaient ingérer jusqu'à 10 g de terre par jour. On a analysé des sols pour y déceler la présence de métaux mais les concentrations dépendent des conditions locales. On a analysé le sol du comté d'Essex pour y déceler la présence de BPC.

La bioaccumulation de nombreux produits chimiques toxiques présents dans le bassin des Grands Lacs entraîne une plus forte concentration de résidus dans les organismes des niveaux trophiques supérieurs que dans les organismes des niveaux trophiques inférieurs. Chez l'être humain, qui se situe au sommet du réseau trophique, les produits chimiques toxiques se retrouvent en concentrations relativement élevées dans les tissus. Les tissus qui possèdent la plus forte concentration de produits chimiques toxiques ne contiennent pas nécessairement la plus grande proportion de la charge corporelle totale. Par exemple, la concentration des substances organochlorées est plus élevée dans les tissus adipeux que dans les muscles, dont la teneur en lipides est plus faible. Cependant, comme les muscles représentent une part plus importante de la masse corporelle que les tissus adipeux, il est possible qu'ils contiennent une plus grande quantité de contaminants lipophiles.

On a mesuré les concentrations de résidus dans les tissus adipeux, le sang, le lait maternel, les reins, le foie, le cerveau, les muscles et les gonades. On possède beaucoup de données sur les tissus adipeux, mais insuffisamment pour permettre l'évaluation des tendances spatiales et temporelles chez les habitants du bassin des Grands Lacs. Néanmoins, chez ces

derniers, la teneur en contaminants des tissus n'est pas plus élevée que chez les habitants des autres régions du Canada. On a déterminé les concentrations de métaux (particulièrement le plomb) et de BPC dans le sang. Il est difficile de comparer les concentrations signalées dans les diverses études en raison de la variété des méthodes et des procédés utilisés.

Le lait maternel contient une proportion relativement élevée de matières grasses et renferme donc des produits chimiques lipophiles en concentrations relativement fortes. Les nourrissons allaités au sein sont par conséquent exposés à certains produits chimiques toxiques. Bien que l'on possède certaines données sur les concentrations de contaminants dans le lait maternel, elles sont insuffisantes pour permettre l'évaluation des tendances spatiales et temporelles.

TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ 427

LISTE DES TABLEAUX 431

LISTE DES ABRÉVIATIONS ET DES SYMBOLES 435

1. INTRODUCTION 436

   1.1 Aperçu 436
   1.2 Remarques sur la méthodologie 436

2. VOIES D'EXPOSITION DES HUMAINS AUX PRODUITS CHIMIQUES TOXIQUES 439
   2.1 Aliments 439
   2.2 Eau potable 441
   2.3 Air 442
   2.4 Sol 443

3. DONNÉES RELATIVES AUX TISSUS DES HUMAINS 445
   3.1 Tissus adipeux 446
   3.2 Sang 448
   3.3 Lait maternel 454
   3.4 Autres tissus 456

4. CONCLUSIONS 459

5. REMERCIEMENTS 461

6. BIBLIOGRAPHIE 462

7. ANNEXE : TABLEAUX DE DONNÉES 469

LISTE DES TABLEAUX

Voies d'exposition des humains aux produits chimiques toxiques : les aliments

Tableau 2.1a Apport de produits chimiques organiques dans les aliments au Canada et aux États-Unis 472

Tableau 2.1b Apport de produits chimiques inorganiques dans les aliments au Canada 473

Voies d'exposition des humains aux produits chimiques toxiques : l'eau potable

Tableau 2.2a Concentrations résiduelles de produits organiques dans l'eau potable et provenance de l'échantillon présentant la concentration la plus élevée 476

Tableau 2.2b Concentrations résiduelles de produits organiques dans l'eau potable 477

Tableau 2.2c Concentrations résiduelles de métaux dans l'eau 478

Voies d'exposition des humains aux produits chimiques toxiques : l'air

Tableau 2.3a Concentrations résiduelles de cadmium, de nickel et de chrome dans l'air ambiant 482

Tableau 2.3b Concentrations résiduelles de plomb dans l'air ambiant 483

Tableau 2.3c Concentrations résiduelles de cuivre dans l'air ambiant 484

Tableau 2.3d Concentrations résiduelles de produits organiques dans l'air ambiant 485

Données relatives aux tissus humains : les tissus adipeux

Tableau 3.1a Concentrations résiduelles de chlordane et de produits apparentés dans les tissus adipeux des humains (masse lipidique) 488

Tableau 3.1b Concentrations résiduelles de chlordane et de produits apparentés dans les tissus adipeux des humains (masse humide). 488

Tableau 3.1c Concentrations résiduelles de dieldrine dans les tissus adipeux des humains (masse lipidique) 489

Tableau 3.1d Concentrations résiduelles de dieldrine et d'aldrine dans les tissus adipeux des humains (masse humide) 490

Tableau 3.1e Concentrations résiduelles de DDT et de produits apparentés dans les tissus adipeux des humains (masse lipidique) 491

Tableau 3.1f Concentrations résiduelles de DDT et de produits apparentés dans les tissus adipeux des humains (masse humide) 492

Tableau 3.1g Concentrations résiduelles d'hexachlorobenzène dans les tissus adipeux des humains (masse lipidique) 493

Tableau 3.1h Concentrations résiduelles d'hexachlorobenzène dans les tissus adipeux des humains (masse humide) 493

Tableau 3.1i Concentrations résiduelles des isomères d'hexachlorocyclohexane dans les tissus adipeux des humains (masse lipidique) 494

Tableau 3.1j Concentrations résiduelles des isomères d'hexachlorocyclohexane dans les tissus adipeux des humains (masse humide) 495

Tableau 3.1k Concentrations résiduelles d'époxyheptachlore dans les tissus adipeux des humains (masse lipidique) 496

Tableau 3.1l Concentrations résiduelles d'époxyheptachlore dans les tissus adipeux des humains (masse humide) 496

Tableau 3.1m Concentrations résiduelles de mirex dans les tissus adipeux des humains (masse lipidique) 497

Tableau 3.1n Concentrations résiduelles de mirex et de photomirex dans les tissus adipeux des humains (masse humide) 497

Tableau 3.1p Concentrations résiduelles de dioxines dans les tissus adipeux des humains (masse lipidique) 498

Tableau 3.1q Concentrations résiduelles de dioxines dans les tissus adipeux des humains (masse humide) 498

Tableau 3.1r Concentrations résiduelles de furanes dans les tissus adipeux des humains (masse lipidique) 499

Tableau 3.1s Concentrations résiduelles de furanes dans les tissus adipeux des humains (masse humide) 499

Tableau 3.1t Concentrations résiduelles de BPC dans les tissus adipeux des humains (masse lipidique) 500

Tableau 3.1u Concentrations résiduelles de BPC dans les tissus adipeux des humains (masse humide) 501

Données relatives aux tissus humains : le sang

Tableau 3.2a Concentrations résiduelles de métaux dans le sang humain (entier) 504

Tableau 3.2b Concentrations résiduelles de nickel dans le sang humain (sérum) 504

Tableau 3.2c Concentrations résiduelles d'arsenic dans le sang humain (plasma) 505

Tableau 3.2d Concentrations résiduelles de mercure dans le sang humain (entier) 505

Données relatives au lait humain

Tableau 3.3a Concentrations résiduelles de chlordane et de produits apparentés dans le lait humain (matières grasses du lait) ... 508

Tableau 3.3b Concentrations résiduelles de chlordane et de produits apparentés dans le lait humain (lait entier) 508

Tableau 3.3c Concentrations résiduelles de dieldrine et d'aldrine dans le lait humain (matières grasses du lait) 509

Tableau 3.3d Concentrations résiduelles de dieldrine et d'aldrine dans le lait humain (lait entier) 509

Tableau 3.3e Concentrations résiduelles de DDT et de produits apparentés dans le lait humain (matières grasses du lait) ... 510

Tableau 3.3f Concentrations résiduelles de DDT et de produits apparentés dans le lait humain (lait entier) 511

Tableau 3.3g Concentrations résiduelles d'hexachlorobenzène dans le lait humain (matières grasses du lait) 513

Tableau 3.3h Concentrations résiduelles d'hexachlorobenzène dans le lait humain (lait entier) 513

Tableau 3.3i Concentrations résiduelles des isomères d'hexachlorocyclohexane dans le lait humain (matières grasses du lait) 514

Tableau 3.3j Concentrations résiduelles des isomères d'hexachlorocyclohexane dans le lait humain (lait entier) 515

Tableau 3.3k Concentrations résiduelles d'époxyheptachlore dans le lait humain (matières grasses du lait) 516

Tableau 3.3l Concentrations résiduelles d'époxyheptachlore dans le lait humain (lait entier) 516

Tableau 3.3m Concentrations résiduelles de mirex et de photomirex dans le lait humain (matières grasses du lait) 517

Tableau 3.3n Concentrations résiduelles de mirex et de photomirex dans le lait humain (lait entier) 517

Tableau 3.3p Concentrations résiduelles de dioxines et de dibenzofuranes dans le lait humain (matières grasses du lait) 517

Tableau 3.3q Concentrations résiduelles de dioxines et de dibenzofuranes dans le lait humain (lait entier) 518

Tableau 3.3r Concentrations résiduelles de BPC dans le lait humain (matières grasses du lait) 518

Tableau 3.3s Concentrations résiduelles de BPC dans le lait humain (lait entier) 519

Données relatives aux tissus humains : les autres tissus

Tableau 3.4a Concentrations résiduelles de métaux dans les tissus rénaux des humains (masse humide) 522

Tableau 3.4b Concentrations résiduelles de produits organiques dans les tissus rénaux des humains (masse lipidique) 523

Tableau 3.4c Concentrations résiduelles de métaux dans les tissus hépatiques des humains (masse humide) 524

Tableau 3.4d Concentrations résiduelles de produits organiques dans les tissus hépatiques des humains (masse lipidique) 525

LISTE DES ABRÉVIATIONS ET DES SYMBOLES

Abréviation	Description
BPC	biphényles polychlorés
CG	chromatographie en phase gazeuse
Σ DDT	ensemble des isomères du DDT
EC	Environnement Canada
ET	écart type
HAP	hydrocarbures aromatiques polycycliques
HCB	hexachlorobenzène
HCH	hexachlorocyclohexane
MAAO	ministère de l'Agriculture et de l'Alimentation de l'Ontario
MEO	ministère de l'Environnement de l'Ontario
NC	non calculé
ND	non décelé
PCP	pentachlorophénol
ppb	parties par milliard
ppm	parties par million
ppt	parties par billion
TCDD	tétrachlorodibenzodioxine
TCDF	tétrachlorodibenzofurane

1. INTRODUCTION

1.1 APERÇU

Tout au long de leur vie, les habitants du bassin des Grands Lacs sont exposés à des centaines de substances chimiques, dont un grand nombre proviennent d'autres régions. En raison de la forte densité de population et du nombre relativement élevé d'industries qu'on trouve dans le bassin, l'action de ces substances sur les habitants y présente un intérêt particulier.

On a décelé des produits chimiques toxiques dans des échantillons de tissus humains provenant d'habitants du bassin des Grands Lacs. Les mêmes produits ont aussi été décelés dans l'air, les aliments, l'eau, les sédiments et les autres biotes - tels que les poissons et la faune - du bassin. La présence de ces produits chimiques dans les tissus humains et dans l'environnement confirme que la population y est exposée et qu'il y a bioaccumulation.

Cette section du rapport examine les données scientifiques relatives à l'exposition des populations du bassin des Grands Lacs aux produits chimiques toxiques. Elle comprend, à des fins de comparaison, des données sur d'autres régions du Canada, des États-Unis et du monde. En outre, elle étudie les données existantes portant sur la concentration des résidus des mêmes produits chimiques toxiques dans les tissus des habitants du bassin des Grands Lacs, et fournit, aux fins de comparaison, certaines données sur les habitants d'autres régions.

1.2 REMARQUES SUR LA MÉTHODOLOGIE

Étant donné que les études effectuées sur les produits chimiques toxiques utilisent des méthodes d'analyse différentes, il est difficile d'en évaluer et d'en comparer les résultats. En outre, la plupart des études examinées ici donnaient peu de renseignements sur la méthodologie (par exemple, sur l'efficacité de l'extraction des échantillons). Seules quelques études contenaient des données sur le taux de récupération (p. ex., LeBel et Williams, 1986). De la même façon, certains auteurs ont indiqué qu'ils étalonnaient régulièrement leurs appareils d'analyse, mais aucun ne donnait de précisions sur la méthode employée. Or ces précisions sont importantes pour les études à long terme, car le fonctionnement des appareils ainsi que

la qualité des solvants, adsorbants et autres composés sont susceptibles de varier avec le temps. De plus, les étalons destinés aux analyses peuvent se détériorer s'ils ne sont pas entreposés ou préparés correctement. Cette dernière remarque s'applique tout particulièrement aux étalons de dioxines, de dibenzofuranes, d'hydrocarbures aromatiques polycycliques et de pesticides comme le mirex, qui se dégradent lorsqu'on les expose à la lumière.

Seules quelques-unes des études examinées comprenaient des données brutes telles que des chromatogrammes. Dans la plupart des études, les chercheurs évaluaient les données en effectuant des analyses de tendance et des comparaisons avec d'autres données provenant de l'étude même ou d'autres études. Ils présentaient souvent des données sommaires en se servant de moyennes et d'écarts types. Toutefois, les auteurs qui se servaient de moyennes indiquaient rarement comment ils ont traité les concentrations inférieures au seuil de détection. Certains leur attribuaient souvent une valeur nulle ou équivalant à une fraction du seuil de détection, ou encore les excluaient du calcul de la moyenne. Or ces façons de procéder faussent la moyenne, en particulier lorsque la proportion de valeurs inférieures au seuil de détection est élevée. En outre, l'utilisation de la moyenne et de l'écart type n'est valable que pour les données qui sont distribuées normalement. En plus ou au lieu des moyennes et des écarts types, de nombreux auteurs fournissaient les intervalles de variation. Bien que de tels intervalles constituent des statistiques utiles, il est difficile de les comparer entre eux car ils ne tiennent pas compte de la distribution. Lorsque les données peuvent être exprimées selon un modèle à distribution log-normale, la moyenne géométrique et la médiane représentent souvent de meilleurs descripteurs de la tendance générale.

L'utilisation inadéquate de méthodes statistiques paramétriques explique en grande partie les problèmes d'interprétation des données. Pour éliminer ces problèmes, il vaudrait mieux fournir de l'information sur le nombre total d'échantillons, le nombre d'échantillons dont la concentration est inférieure au seuil de détection, la valeur du seuil de détection, l'intervalle de variations et la fréquence de distribution ou les percentiles relatifs aux valeurs supérieures au seuil de détection. Ces statistiques permettraient de tenir compte de toutes les valeurs et n'exigeraient pas que l'on suppose que

les données sont normaiement distribuées.

L'analyse des BPC présente des problèmes particuliers. Depuis la fin des années 1960, les chercheurs ont eu recours à la chromatographie en phase gazeuse pour analyser les échantillons de BPC. Toutefois, les étalons utilisés variaient d'une étude à l'autre. Les deux étalons les plus couramment utilisés sont l'Aroclor 1254 et l'Aroclor 1260. Cependant, étant donné que ces deux composés de BPC ont une composition différente, les résultats obtenus à l'aide d'un étalon ne peuvent être comparés avec ceux obtenus à l'aide de l'autre. De plus, des étalons supposés identiques, mais obtenus à partir de sources différentes, peuvent avoir des compositions différentes (K.D. Nicol, communication personnelle).

2. VOIES D'EXPOSITION DES HUMAINS AUX PRODUITS CHIMIQUES TOXIQUES

2.1 ALIMENTS

Les aliments sont la cause de la majeure partie des expositions non professionnelles aux contaminants environnementaux. La proportion exacte des expositions d'origine alimentaire dépend de nombreux facteurs, mais pour la plupart des produits chimiques toxiques étudiés dans ce rapport elle varie de 40 % à presque 100 %.

Plusieurs chercheurs ont effectué des études sur les résidus de pesticides qui se retrouvent dans le régime alimentaire moyen des Canadiens (Smith, 1971; Smith *et al.*, 1972; Smith *et al.*, 1973; Smith *et al.*, 1975; Mcleod *et al.*, 1980). Malheureusement, plusieurs de ces études portaient sur des échantillons provenant de régions différentes et qui n'ont pas été prélevés la même année, ce qui rendait difficile toute analyse de tendances. L'étude la plus complète, réalisée par McLeod *et al.* (1980), traitait des concentrations de résidus dans cinq villes canadiennes entre 1976 et 1978. Le prélèvement simultané des échantillons de l'étude permet de comparer les concentrations de résidus des cinq villes. Cependant, étant donné que la définition du régime alimentaire moyen des Canadiens ainsi que l'éventail des composés à analyser différaient de ceux utilisés dans les autres études de la même série, il a été difficile de procéder à d'autres comparaisons. Le tableau 2.1a donne un résumé des données de ces études portant sur le bassin des Grands Lacs.

Simultanément aux études susmentionnées, des chercheurs ont entrepris plusieurs études pour examiner la présence de métaux dans le régime alimentaire des Canadiens (Méranger et Smith, 1972; Kirkpatrick et Coffin, 1974; Kirkpatrick et Coffin, 1977). Le résumé de ces études se trouve dans le tableau 2.1b. Comme les méthodes d'échantillonnage, les régions étudiées et la définition du régime alimentaire s'apparentaient à celles utilisées dans les études sur les pesticides, on a eu les mêmes problèmes de comparaison.

Récemment, Davies (1988) d'une part, et le comité directeur conjoint du MAAO et d'EC des produits toxiques présents dans les aliments (1988) d'autre part, ont déterminé la concentration de résidus dans les aliments disponibles à Toronto et en Ontario respectivement. Chacune des

deux études utilisait une définition différente du «régime alimentaire moyen» et ne respecte pas toujours sa propre définition. Par exemple, pour calculer le niveau d'exposition des habitants de Toronto, Davies s'est servi de la consommation annuelle moyenne de lait de vache partiellement écrémé (66,2 L; environ 2 % de matières grasses). Par contre, cette étude utilisait la consommation annuelle (23,62 L) de lait de vache entier (environ 3,8 % de matières grasses) pour évaluer l'exposition des habitants de l'Ontario. Elle tirait les deux valeurs de consommation d'un rapport de Statistique Canada sur les dépenses en aliments au Canada (1982). Il aurait été plus utile de calculer l'exposition aux deux types de lait pour les deux populations.

Le comité directeur conjoint du MAAO et d'EC a eu recours à deux sources (une étude non publiée portant sur l'industrie alimentaire et un rapport intitulé «The Apparent per Capita Domestic Disappearance of Foods in Canada», publié par le Bureau fédéral de la statistique en 1966) pour sélectionner les groupes d'aliments à analyser. Par contre, pour évaluer le niveau d'exposition aux dioxines et aux dibenzofuranes, il s'est servi d'une enquête de Nutrition Canada portant sur la consommation alimentaire dans une période de 24 heures. Toutefois, il n'a pas tenu compte des produits laitiers dans son examen de l'exposition aux HCB, aux BPC et aux PCP. Or, selon McLeod *et al.* (1980), les produits laitiers sont responsables de la plus grande partie de l'exposition aux HCB. Ces approches différentes ont des conséquences sur le calcul de la dose quotidienne et rendent difficile, voire impossible, toute comparaison.

La plupart des études sur l'exposition aux produits chimiques toxiques provenant des aliments portent uniquement sur l'exposition de l'adulte moyen et ne traitent pas des nourrissons et des enfants. Étant donné que le régime alimentaire de ces derniers n'est pas le même que celui des adultes, il n'est pas possible d'extrapoler aux enfants les résultats de l'exposition des adultes. Par exemple, entre 1 an et 4 ans, les enfants consomment quotidiennement environ 680 g de lait et de produits laitiers. Cette quantité représente près de 50 % de leur apport alimentaire quotidien. Les hommes adultes âgés de 20 à 39 ans consomment quotidiennement environ 454 g de lait et de produits laitiers. Cette quantité représente environ 25 % de leur apport alimentaire quotidien (Nutrition Canada, 1977). Ainsi, non seulement les enfants consomment quotidiennement une plus grande quantité absolue

de contaminants lipophiles par l'intermédiaire du lait et des produits laitiers, mais aussi, relativement à leur poids corporel, ils en consomment cinq fois plus que les hommes adultes. Gartrell *et al.* (1986a, 1986b) ont évalué la dose quotidienne de pesticides, d'éléments et d'autres produits chimiques dans le régime alimentaire des nourrissons, des enfants en bas âge et des adultes et constatent que le niveau d'exposition varie d'un groupe d'âge à l'autre. Par exemple, ils ont estimé à 2,43, 2,22 et 0,59 µg/kg de poids corporel la dose quotidienne de plomb chez les nourrissons, les enfants en bas âge et les adultes respectivement. Ces différences sont particulièrement significatives car les produits chimiques comme le plomb sont absorbés par le tube digestif plus rapidement chez l'enfant que chez l'adulte (Jaworski, 1979).

Plusieurs chercheurs ont aussi effectué des études sur l'exposition aux dioxines et aux furanes causée par les aliments. Le comité directeur conjoint du MAAO et d'EC portant sur les produits toxiques présents dans les aliments (1988) et le groupe de travail spécial Canada-Ontario sur les étalons pour milieux multiples (données non publiées) ont estimé que l'exposition du Canadien moyen correspondait à 1,52 pg d'équivalent de 2,3,7,8-TCDD par kilogramme de poids corporel par jour pour les dioxines et se situait entre 0,6 et 2,3 pour les furanes.

Des études ont aussi été effectuées aux États-Unis sur les résidus de contaminants présents dans les aliments. La comparaison des résultats de ces études avec les données provenant du Canada indique qu'entre 1976 et 1978 la dose quotidienne estimée de 13 produits chimiques était plus élevée au Canada qu'aux États-Unis. Pendant la même période, la dose quotidienne estimée de six autres produits chimiques était presque identique dans les deux pays. La dose quotidienne de dicofol était plus élevée au Canada qu'aux États-Unis (McLeod *et al.*, 1980; Gartrell *et al.*, 1985). En 1985, la dose quotidienne estimée de BPC dans la région de Toronto était plus élevée que celle des États-Unis en 1981-1982, alors que les doses de tous les autres produits chimiques examinés étaient semblables (Davies, 1988; Gartrell *et al.*, 1986b).

2.2 EAU POTABLE

Le ministère de l'Environnement de l'Ontario a analysé des échantillons

d'eau potable brute et traitée ainsi que des échantillons provenant de divers réseaux de distribution pour tenter de déceler un grand nombre de produits chimiques organiques. Par ailleurs, l'étude menée par Armstrong *et al.* (1981) a montré que plus de 80 % des Canadiens font «habituellement» couler l'eau du robinet pendant un certain temps avant de la boire. Cette façon de faire a été recommandée car on a souvent décelé du plomb dans les premiers jets de l'eau du robinet dans les maisons possédant des raccordements en plomb ou des conduites soudées au plomb. Les données du rapport du MEO (1987) relatives à l'écoulement libre constituent donc celles qui sont le plus utiles pour prévoir le niveau d'exposition causé par l'eau potable. Le tableau 2.2a donne un résumé de ces données qui indiquent les endroits où ont été décelées les plus fortes concentrations de produits chimiques toxiques.

En 1986, l'Association canadienne de santé publique a effectué une étude sur les données relatives à l'eau potable du côté canadien des Grands Lacs. Un grand nombre de valeurs étaient inférieures au seuil de détection, ce qui indique que toute conclusion fondée sur les données positives risque de faire surestimer les concentrations moyennes de contaminants.

L'ingestion constitue le mode principal d'exposition aux produits chimiques toxiques présents dans l'eau. Certaines études laissent toutefois penser que l'on sous-estime l'absorption par voie cutanée. Par exemple, Brown *et al.* (1984) ont estimé qu'entre 29 % et 91 % des expositions non professionnelles au toluène, à l'éthylbenzène et au styrène empruntaient la voie cutanée. L'inhalation de vapeur pendant le bain et la préparation des repas et la consommation d'aliments préparés avec de l'eau contaminée représentent d'autres voies d'exposition possibles.

La dureté de l'eau peut elle aussi jouer un rôle dans l'exposition aux produits chimiques toxiques présents dans l'eau potable. Neri (1976) a indiqué que la dose quotidienne de chrome varie de 0,6 ng dans les endroits où l'eau est douce à 4,1 ng dans les endroits où elle est dure.

2.3 AIR

Le MEO a effectué une surveillance poussée des nombreux polluants atmosphériques (MEO, 1988). Toutefois, cette surveillance n'a porté que sur des polluants classiques tels que les oxydes d'azote NOx et les oxydes de soufre SOx, et il existe peu de données sur les concentrations des

contaminants persistants étudiés dans ce rapport. Les données sur les produits chimiques inorganiques indiquent que la concentration de plomb dans l'air ambiant a diminué d'environ 60 % entre 1977 et 1982. Cette diminution serait attribuable à la baisse de consommation de l'essence au plomb. Entre 1982 et 1986, la concentration de plomb dans l'air ambiant est restée relativement constante. Entre 1977 et 1986, la concentration de cuivre a diminué d'environ 30 % (voir tableau 2.3c).

L'étude menée par le Programme de surveillance de l'incinérateur de Detroit sur les produits chimiques organiques dans l'atmosphère constitue un bon exemple du genre d'étude nécessaire au contrôle de la qualité de l'air ambiant (EC, 1988b). Tout programme de surveillance de la qualité de l'air doit en effet comprendre des descriptions détaillées des méthodes d'échantillonnage, des techniques d'extraction et des limites de détection.

Les concentrations atmosphériques moyennes de BPC totaux observées à Windsor en 1987 (EC, 1988b) ont marqué une légère augmentation par rapport à celles observées dans le bassin des Grands Lacs pendant la période 1966-1981 (Eisenreich *et al.*, 1981) (voir tableau 2.3d).

2.4 SOL

En comparaison avec les membres des autres groupes d'âge, les nourrissons et les enfants en bas âge avalent accidentellement une grande quantité de terre. Ils sont donc particulièrement susceptibles d'être exposés au plomb contenu dans le sol. Kimbrough *et al.* (1984) ont estimé que les enfants âgés de 18 mois à 3 ans pouvaient ingérer jusqu'à 10 g de terre par jour. Entre 3 et 5 ans, cette quantité diminue progressivement pour atteindre 100 mg par jour.

En Ontario, le niveau de fond naturel moyen de plomb s'élevait à 14,1 ppm dans les terres agricoles (*i.e.*, terres agricoles non traitées à l'arséniate de plomb) (Frank *et al.*, 1976). Selon Weis et Barclay (1985), la concentration de plomb dans les terres du comté d'Essex était de 12,0 mg/kg et de 44,8 mg/kg dans le sol urbain de Windsor. L'étude du chef des services médicaux et de santé de la ville de Toronto sur la plombémie dans la population ontarienne (1987) a permis de déterminer que la concentration de plomb est de 47 ppm dans les sols urbains et de 22 ppm dans les sols non urbains. La même étude indiquait que le sol du secteur sud de Riverdale contenait

641 ppm de plomb. (Les chiffres mentionnés correspondent aux moyennes géométriques.) Le secteur sud de Riverdale est situé à côté d'une fonderie de plomb de seconde fusion et contient plus de stations d'essence locales que les autres zones d'échantillonnage, urbaines et non urbaines.

Les concentrations d'arsenic, de mercure et de cuivre dans les sols agricoles traités avec des pesticides, des oligo-éléments, des engrais, des additifs alimentaires et autres produits non agricoles comme les boues d'épuration, peuvent être plus élevées que celles retrouvées dans les sols non traités (Frank *et al.*, 1976). Cependant, étant donné que la majorité des gens habitent sur des terres non agricoles, les concentrations observées dans les sols agricoles ne permettent pas de déterminer avec précision l'exposition de l'ensemble de la population.

Les techniques agricoles n'influent pas sur la concentration de cadmium, de chrome ou de nickel (Frank *et al.*, 1976). Des études ont montré que la concentration moyenne de cadmium de 69 échantillons provenant de sols agricoles était de 0,56 ± 0,69 ppm. À Dayton, dans l'État de l'Ohio, elle était de 1,65 ppm (Ritter et Rinefierd, 1983). Enfin, des chercheurs ont déterminé que la concentration de cadmium dans le sol à Windsor et dans le comté d'Essex était de 0,62 ± 0,07 mg/kg et 0,38 ± 0,02 mg/kg respectivement.

Il est très difficile de mesurer la concentration ambiante de métaux dans le sol. Frank *et al.* (1976) ont découvert que la concentration de la plupart des métaux présents dans le sol en Ontario augmente avec la quantité d'argile ou de matières organiques qui s'y trouvent. Comme les différents types de sol présentent diverses concentrations de métaux, il n'existe pas de concentration ambiante représentative. Ainsi, les conditions du sol local sont plus utiles pour évaluer le niveau d'exposition des populations locales.

On a aussi analysé les échantillons de sol provenant du comté d'Essex pour en déterminer la teneur en BPC. La concentration de BPC sous la forme d'Aroclor 1260 de 37 échantillons atteignait en moyenne 3,58 ± 1,04 µg/kg, le seuil de détection étant de 3 µg/kg (pourcentage de détection de 34,2 %). Les BPC sous forme d'Aroclor 1254 et d'Aroclor 1242 ne se trouvaient que dans 10,8 % et 5,4 % des échantillons respectivement. Près de Windsor, la concentration moyenne de BPC dans le sol était de 13,17 ± 4,81 µg/kg.

3. DONNÉES RELATIVES AUX TISSUS DES HUMAINS

Dans le bassin des Grands Lacs, la bioaccumulation de nombreux produits chimiques toxiques entraîne une plus forte concentration de résidus dans les organismes des niveaux trophiques supérieurs que dans les organismes des niveaux trophiques inférieurs. Chez l'être humain, qui se situe au sommet du réseau trophique, les produits chimiques toxiques sont présents en concentration relativement élevée dans les tissus.

Il existe des données sur les niveaux de base de certains produits chimiques organiques et inorganiques toxiques présents dans les tissus et les liquides humains, notamment dans les tissus adipeux, le lait et le sang. Il convient de ne prendre que les niveaux de concentrations de produits chimiques dans les tissus de l'ensemble de la population, et non dans les tissus de personnes présentant un cas connu d'exposition professionnelle ou aiguë. Les études dont sont tirées les données du présent rapport ne font pas explicitement mention de cette exigence, mais elles semblent s'y conformer.

Le présent rapport ne traite pas des cas d'exposition en milieu de travail ni des cas d'exposition aiguë, mais porte sur la concentration des produits chimiques toxiques dans le sang (et les produits de fractionnement du sang), le lait et les tissus adipeux. Les composés organiques sont lipophiles (c'est-à-dire solubles dans les graisses) et c'est pourquoi les études qui en traitent s'intéressent aux tissus et aux liquides relativement riches en graisses, comme les tissus adipeux et le lait. Certains chercheurs ont examiné les concentrations des métaux dans le sang, le foie et les reins; les résultats de leurs études sont présentés lorsque cela s'avère pertinent.

Les tissus qui possèdent la plus forte concentration de produits chimiques toxiques ne contiennent pas nécessairement la plus grande proportion de la charge corporelle totale. Par exemple, la concentration de substances organochlorées est plus élevée dans les tissus adipeux que dans les muscles, dont la teneur en lipides est plus faible. Cependant, comme les muscles représentent une part plus importante de la masse corporelle que les tissus adipeux, il est possible qu'ils contiennent une plus grande quantité absolue de contaminants lipophiles (Geyer *et al.*, 1986; Ryan *et al.*, 1985b).

Dans certains cas, la concentration relative de résidus dans les différents tissus donne une indication des antécédents d'exposition d'un individu. Une forte concentration de substances organochlorées dans le sang

peut être le signe d'une exposition relativement récente ou refléter des modifications récentes du métabolisme, sans toutefois permettre d'estimer la charge corporelle totale. Par contre, les résidus présents dans les tissus adipeux sont plus stables et on estime qu'ils sont représentatifs des antécédents d'exposition et de la charge corporelle.

3.1 TISSUS ADIPEUX

On trouve des tissus adipeux partout dans le corps humain. Ils sont formés de tissu aréolaire (conjonctif) et de cellules adipeuses (Gray, 1974). En moyenne, les tissus adipeux constituent 15 % du poids corporel, bien que cette proportion puisse varier entre 2 % et 50 % (Mountcastle, 1974). Étant donné que leur teneur en lipides est la plus élevée de tous les tissus, les tissus adipeux contiennent une concentration relativement forte de contaminants lipophiles.

Mes *et al.* (1977) ont établi à 81,4 ± 11,0 % la teneur en lipides des tissus adipeux. Selon une autre étude, la teneur en lipides des tissus adipeux d'origine abdominale se situait entre 66 % et 102 % (moyenne de 90 %) (Ryan *et al.*, 1985). Cette variation du pourcentage rendait difficile la comparaison des concentrations de produits chimiques toxiques par rapport à la masse humide. Deux études seulement donnaient la concentration de résidus en fonction des lipides (Holdrinet *et al.*, 1977; Kadis *et al.*, 1970).

Les données concernant les produits chimiques toxiques présents dans les tissus adipeux humains se trouvent dans les tableaux 3.1a à 3.1u. Pour faciliter la comparaison, on a exprimé les moyennes en unités normalisées.

Les tableaux indiquent les concentrations de produits chimiques toxiques dans les tissus adipeux des habitants du bassin canadien des Grands Lacs et d'autres régions du Canada. Les données portant sur l'ensemble du Canada comprennent les données de l'Ontario. Ce chevauchement peut expliquer en partie pourquoi les concentrations relatives au Canada et celles relatives à l'Ontario se ressemblent. Mes *et al.* ont effectué deux études nationales concernant les concentrations de résidus dans les tissus adipeux (Mes *et al.*, 1977; Mes *et al.*, 1982). En 1972, les concentrations moyennes de BPC, de p,p'-TDE, de dieldrine et de β-HCH étaient plus élevées dans les échantillons provenant de l'Ontario que dans ceux provenant des autres régions, bien que la différence n'ait probablement

pas été significative (Mes *et al.*, 1977). Les données sur le p,p'-DDT (tableau 3.1f) semblent indiquer que les concentrations moyennes sont plus faibles chez les habitants de l'Ontario que chez les autres Canadiens. En 1976, la concentration moyenne de BPC dans les échantillons de l'Ontario était plus élevée que celle de l'ensemble des échantillons canadiens lorsqu'on utilisait comme étalon l'Aroclor 1260, mais était semblable lorsqu'on utilisait l'Aroclor 1242 (tableau 3.1u; Mes *et al.*, 1982). Les données disponibles sont insuffisantes pour permettre l'évaluation des tendances spatiales et temporelles des concentrations de résidus dans les tissus adipeux. Toutefois, si on se fie au peu de données qui existent, on peut dire que les concentrations de résidus ne sont pas plus élevées chez les habitants du bassin des Grands Lacs que chez les autres Canadiens. Les différences entre l'Ontario et le Canada s'expliquent probablement par les expositions locales.

Dans la plupart des études qui traitent des concentrations des produits chimiques toxiques dans les tissus adipeux, les chercheurs utilisent des échantillons prélevés sur des cadavres. Certains ont sélectionné les cadavres au hasard, sans tenir compte de la cause de la mort (Williams *et al.*, 1984; Kadis *et al.*, 1970; Frank *et al.*, 1988; Williams *et al.*, 1988; Holdrinet *et al.*, 1977), alors que d'autres se sont limités aux personnes décédées dans des accidents (Ritcey *et al.*, 1973; Brown, 1967; Mes *et al.*, 1977; Mes *et al.*, 1982; Ryan *et al.*, 1985). Les études n'ont pas toujours fait mention de l'âge, du sexe ni des antécédents d'exposition. Aucune des études examinées n'a précisé la période écoulée entre la mort et le prélèvement de l'échantillon ni les conditions d'entreposage du cadavre. Les conséquences de ces facteurs sur les concentrations dans les tissus ne sont pas bien connues.

Cinq des dix études sur les tissus adipeux mentionnées dans ce rapport ne précisent pas l'origine anatomique des échantillons. Cette omission peut rendre difficile l'interprétation des données, en particulier si la concentration ou la vitesse du métabolisme des graisses varient dans les tissus adipeux situés à divers endroits du corps. Chez les mammifères comme l'ours polaire, la composition lipidique varie d'un endroit à l'autre du corps et fluctue selon la condition physique de l'individu (M. Cattet, communication personnelle).

Il est possible que les concentrations des produits chimiques toxiques

dans les échantillons provenant des hommes soient considérablement différentes de ce qu'elles sont dans ceux des femmes (Mes *et al.*, 1977; Mes *et al.*, 1982; Williams *et al.*, 1984). Ces différences reflètent probablement les variations qui existent entre les deux sexes pour ce qui est de la teneur en lipides des tissus adipeux; les femmes ont en effet une plus grande proportion de graisse dans leurs tissus adipeux que les hommes (Vague et Fenasse, 1965). Par contraste, Frank et ses collaborateurs (1988) ont déterminé les concentrations de résidus dans les tissus adipeux humains en fonction de la teneur en lipides et n'ont trouvé aucune différence entre les hommes et les femmes.

Les méthodes statistiques utilisées dans les études sur les tissus adipeux sont souvent inadéquates. Tous les chercheurs fournissent les concentrations moyennes, mais seulement deux (Williams *et al.*, 1984; Williams *et al.*, 1988) décrivent comment ils les ont calculées et comment ils ont traité les résultats inférieurs au seuil de détection. Si Mes et ses collègues (1977, 1982) avaient calculé la moyenne en se servant uniquement des valeurs positives, comme ils l'ont fait dans leurs études sur le lait humain (Mes et Davies, 1979; Mes *et al.*, 1986; Davies et Mes, 1987), ils auraient surestimé la moyenne. La moyenne et l'écart type ne constituent pas nécessairement les valeurs statistiques les plus pertinentes. Williams et ses collègues (1984, 1988) signalent que leurs données ne sont pas normalement distribuées, et les données rassemblées par Holdrinet *et al.* (1977) ne correspondent pas à une distribution normale. Dans ces cas-là, la moyenne arithmétique ne donne pas une description précise des concentrations de contaminants.

3.2 SANG

On utilise rarement le sang pour déterminer l'exposition à long terme aux substances lipophiles. On s'en sert toutefois pour le contrôle des cas d'exposition professionnelle ou aiguë aux produits chimiques organiques. Le sang présente l'avantage de s'obtenir facilement et d'être bien caractérisé. On l'a beaucoup utilisé pour déterminer l'exposition des populations aux métaux comme le plomb.

Les tableaux 3.2a à 3.2d regroupent les données sur les concentrations de résidus trouvées dans le sang humain total et dans ses composants. Pour

faciliter la comparaison, on a exprimé les moyennes en unités normalisées. De plus, pour permettre la comparaison avec les autres tissus, on a exprimé ces moyennes relatives au sang total en unités exprimant un rapport des masses.

En 1977, les concentrations moyennes de cuivre, de cadmium et de plomb dans le sang entier d'enfants de la Colombie-Britannique étaient respectivement de 1,05, <0,0005 et de 0,115 µg/g (Subramanian et Méranger, 1983). Aux États-Unis, les concentrations correspondantes chez les enfants étaient de 1,23, 0,25 et 0,157 µg/g (année non précisée) (Smith *et al.*, 1976). Il semble donc que les enfants des États-Unis aient dans le sang de plus fortes concentrations de métaux que ceux de la Colombie-Britannique. Des échantillons de sang entier prélevés chez des enfants de l'Ontario en 1984 donnaient des concentrations de plomb semblables à celles mesurées chez les enfants de la Colombie-Britannique en 1977 (Macpherson, 1987).

McNeely *et al.* (1972) ont comparé les concentrations de nickel des échantillons de sérum sanguin prélevés en 1971 chez des habitants de Sudbury, en Ontario, et de Hartford, dans l'État du Connectitut. Selon leur étude, les concentrations de nickel dans le sérum sanguin provenant des habitants de Sudbury étaient presque deux fois plus élevées (moyenne de 4,6 µg/L) que celles des habitants de Hartford (moyenne de 2,6 µg/L). Dans une étude internationale, les chercheurs ont examiné des échantillons de sérum prélevés chez des adultes entre 1956 et 1971 (Iyengar *et al.*, 1978) et ont trouvé une concentration moyenne de nickel de 29,7 µg/L. Iyengar et Woittelz (1988) ont indiqué avoir mesuré une concentration sérique médiane de nickel de 0,2 µg/L (intervalle de variation : de <0,05 à 1,3 µg/L).

Dans les études susmentionnées, le sang était généralement prélevé par veinopuncture ou par piqûre du talon (chez les nourrissons). Les données de certaines études portaient sur le plasma ou le sérum plutôt que sur le sang entier (McNeely *et al.*, 1972; Versieck, 1985). Pour préparer le plasma, on fait passer le sang prélevé dans un récipient contenant un anticoagulant, puis on enlève les globules rouges par centrifugation. Pour le sérum, on laisse d'abord coaguler le sang entier, puis on passe le liquide qui reste dans la centrifugeuse pour enlever les globules rouges (p. ex. McNeely *et al.*, 1972). La différence principale entre le plasma et le sérum est donc la

présence de protéines coagulantes dans le premier, lesquelles sont éliminées en grande partie dans le second. Le sang entier, le plasma et le sérum diffèrent entre eux par la quantité relative de protéines, de graisses et des autres composants qu'ils contiennent. Il n'est donc pas possible d'en comparer directement les teneurs en produits chimiques toxiques. Habituellement, on analyse la fraction du sang qui renferme la proportion la plus élevée d'un produit chimique donné. Par exemple, on mesure généralement la concentration du plomb dans le sang entier et celle du cuivre, dans le sérum ou le plasma (Subramanian, 1986).

Les facteurs de pré-échantillonnage sont les conditions auxquelles est soumis un spécimen biologique *in situ*, avant son arrivée au laboratoire d'analyse (Iyengar, 1982). Ils peuvent être d'ordre génétique, environnemental ou alimentaire ou liés à des modifications *post mortem*. Lorsqu'on veut déterminer la concentration de certains métaux - arsenic, cadmium, manganèse, plomb, sélénium ou zinc - dans les tissus, il est important de tenir compte des facteurs d'ordre alimentaire et environnemental (Iyengar, 1984). Cette concentration, en effet, varie souvent considérablement entre les populations des zones urbaines et celles des zones rurales. La Ville de Toronto (1987) a relevé quatre facteurs influant sur la plombémie chez les enfants : la proximité des usines, la densité de la circulation locale, la situation socio-économique et la concentration de plomb dans le sol de l'environnement immédiat. Iyengar (1982) a signalé que la concentration de cadmium dans le sang pouvait être plus élevée chez les fumeurs. Par conséquent, pour obtenir des résultats représentatifs, il est nécessaire que les échantillons de population comprennent la même proportion de fumeurs que la population dans son ensemble. La grossesse, l'allaitement, l'âge, le sexe, les variations saisonnières et l'emplacement géographique constituent d'autres facteurs environnementaux et physiologiques dont il est important de tenir compte dans la sélection des échantillons (Iyengar, 1982).

La teneur sanguine en BPC augmente avec l'âge (Kimbrough, 1985). Selon la même étude, la concentration de BPC totaux dans le sang était plus faible chez les femmes que chez les hommes. En outre, la modification du volume des organes, le gonflement des cellules et l'autolyse qui se produisent après la mort peuvent entraîner des changements des profils des métaux (Iyengar, 1981).

Certains auteurs ont indiqué qu'après l'échantillonnage (et la préparation du sérum ou du plasma), ils ont immédiatement bouché les éprouvettes contenant le sang et les ont entreposées à une température de -10 °C jusqu'au moment de l'analyse (McNeely *et al.*, 1972; Subramanian et Méranger, 1983). D'autres, par contre, n'ont donné aucune précision sur le prélèvement et l'entreposage des échantillons (p. ex. Smith *et al.*, 1976; Wheatley, 1979; Wheatley, 1984; Macpherson, 1987).

Il est difficile d'effectuer le contrôle de la qualité des analyses de métaux dans le sang. D'une part les chercheurs ont utilisé des méthodes d'analyse différentes, d'autre part il est difficile de mesurer exactement les concentrations des métaux car ces derniers se trouvent sous plusieurs formes physio-chimiques dans le sang (p. ex., en solution, adsorbés aux protéines en solution ou fixés aux protéines des cellules). Il n'est pas justifié de supposer que le métal présent dans un échantillon de sang «dopé» (c'est-à-dire, devant servir d'étalon) se trouvera sous la même forme que le métal présent dans les échantillons à analyser (Subramanian et Méranger, 1983). L'utilisation de la spectrométrie d'absorption atomique en four graphite pour doser les oligo-éléments qui se trouvent dans des échantillons organiques peut entraîner un grand nombre d'interactions dues à la matrice, en particulier lorsqu'il n'y a pas de plateau stable de température d'atomisation dans le four (Subramanian, 1986). Par conséquent, il est extrêmement difficile de comparer les concentrations de métaux déterminées par différentes méthodes. En outre, le manque de documentation et l'application inégale des mesures de contrôle de la qualité compliquent aussi souvent la tâche.

Les auteurs ont indiqué parfois le taux de récupération des métaux (McNeely *et al.*, 1972; Smith *et al.*, 1976; Subramanian et Méranger, 1983), mais sans préciser s'ils ont corrigé les données en conséquence. Lorsqu'ils étaient mentionnés, les taux de récupération atteignaient habituellement près de 100 %. D'autres auteurs (Wheatley, 1979; Wheatley, 1984; Macpherson, 1987) n'ont fourni aucune précision sur le taux de récupération. Subramanian et Méranger (1983) ont analysé un étalon de plomb et ont obtenu une valeur de 236,5 ng/mL, valeur proche de celle prévue (228 ng/mL).

On a changé de laboratoire d'analyse en 1983 par rapport à l'année

précédente pour mener l'étude de la Ville de Toronto sur la plombémie (1987). Les auteurs n'ont cependant pas indiqué s'ils ont effectué une étude comparative des laboratoires. Une petite étude entreprise pour comparer les résultats obtenus par le laboratoire utilisé en 1983 et ceux d'une autre installation a permis d'établir une forte corrélation ($r = 0,67$, $p<0,01$).

Les concentrations sanguines d'un produit chimique n'expriment que la quantité circulante de la charge corporelle totale de ce produit et ne révèlent rien sur la proportion ou la concentration du produit dans les autres tissus. Elles fournissent une indication sur les produits chimiques récemment ingérés et qui n'ont pas encore atteint les tissus, ainsi que sur les produits chimiques libérés par d'autres tissus. Par exemple, la mobilisation des lipides peut causer une augmentation de la concentration sanguine des produits chimiques lipophiles (Geyer *et al.*, 1986). Toutefois, Murphy et Harvey (1985) ont conclu que la présence de certains résidus de pesticides et de leurs métabolites dans divers tissus et liquides organiques était révélatrice de la charge corporelle totale ainsi que des expositions présentes et passées. Les concentrations de BPC peuvent augmenter considérablement une heure après l'ingestion d'aliments qui en sont contaminés (comme les poissons des Grands Lacs), atteindre un niveau maximum 10 heures après le repas, puis retomber aux valeurs de base au bout d'une semaine, après que les BPC sont passés du sang aux tissus. Kimbrough (1985) a examiné les articles dans lesquels les auteurs prenaient pour postulat qu'il fallait connaître la composition des congénères spécifiques des BPC pour pouvoir établir la corrélation entre les expositions et les effets sur la santé. Il est possible que les concentrations de BPC totaux dans le sérum ou les tissus ne permettent pas d'évaluer les effets de ces composés sur la santé.

Les niveaux de base des métaux dans les tissus humains varient considérablement d'une étude à l'autre. Iyengar *et al.* (1978) et Iyengar (1984) font état de ces variations dans une importante compilation. Il est probable que l'utilisation de techniques d'analyse inadéquates influe sur la précision des résultats, bien que Versieck (1985) ait constaté que l'exactitude et la précision des données dépendaient davantage de l'analyste que des techniques employées. En outre, la contamination du matériel de prélèvement des échantillons constitue une source courante d'erreurs expérimentales. L'utilisation d'aiguilles métalliques, de couvercles en

caoutchouc sur les éprouvettes de prélèvement et d'objets en verre mal nettoyés peut causer la contamination des échantillons et produire des résultats erronés.

On ne s'accorde pas sur les niveaux de base du plomb dans le sang. Iyengar *et al.* (1978) ont décri les résultats de 20 études - publiées avant 1976 - sur la plombémie dans le sang entier. En se fondant sur les travaux examinés, ils ont établi à 0,214 mg/mL le taux de plombémie moyen dans le sang total. Versieck (1985) a indiqué qu'on a probablement surestimé de manière considérable le taux de plombémie dans le plasma et qu'il est nécessaire d'améliorer les méthodes d'analyse et de manipulation des échantillons.

Mes (1987) a constaté que des enfants de Toronto (âgés de 2 à 5 ans) ayant été en contact avec un sol contaminé par les BPC présentaient une concentration sanguine moyenne de BPC de 0,54 ng/g (intervalle de variation de 0,22 à 0,99), comparativement à une concentration moyenne de 0,88 ng/g (intervalle de variation de 0,28 à 2,30) chez les enfants non exposés. Toutefois, cette différence n'était pas statistiquement significative. La concentration sanguine moyenne de lipides chez les deux groupes s'élevait à 0,15 %. Les données sur les congénères spécifiques sont fournies par Mes (1987).

Aux difficultés susmentionnées s'ajoute le risque que les niveaux de base des métaux dans le sang prélevé chez les enfants ne concordent pas toujours avec ceux des adultes (Henkin *et al.*, 1973; Versieck, 1985). Comme la plupart des valeurs de base proviennent d'échantillons prélevés chez des adultes, il importe d'utiliser les concentrations et niveaux de base adéquats lorsque l'on examine les répercussions de l'exposition aux métaux sur la santé des enfants.

Une étude approfondie, datant du milieu des années 1970, sur les concentrations de méthylmercure trouvées chez les peuples autochtones du Canada (Wheatley, 1979 et 1984) a montré que des résidents du bassin des Grands Lacs avaient des concentrations de mercure dans le sang correspondant à un niveau «d'augmentation des risques» (20–99 ppb). Ces concentrations étaient semblables à celles mesurées chez les Amérindiens résidant dans d'autres communautés ailleurs au Canada. Elles ne correspondaient pas cependant à un niveau qui présente des risques (plus

de 100 ppb) constaté chez les résidents d'autres communautés autochtones de l'Ontario très exposées à la contamination par le mercure (p. ex. Grassy Narrows et Whitedog), ni à celui qui est constaté chez certaines communautés autochtones du Québec (p. ex. Mistassini et Waswasipi).

3.3 LAIT MATERNEL

Le lait maternel contient une proportion relativement élevée de matières grasses et renferme donc des produits chimiques lipophiles en concentrations relativement fortes. Les nourrissons sont par conséquent exposés aux produits chimiques toxiques.

Les données relatives aux résidus de produits chimiques toxiques trouvés dans le lait maternel se trouvent dans les tableaux 3.3a à 3.3s ; celles qui portent sur la région du bassin des Grands Lacs sont présentées avant celles qui portent sur les autres régions du Canada. Cependant, les résultats sont présentés dans l'ordre chronologique. Les données se recoupent partiellement, car les données du Canada comprennent celles de l'Ontario. Les moyennes sont exprimées en unités normalisées pour faciliter la comparaison.

Il y a eu trois études nationales sur les résidus présents dans le lait maternel : la première en 1967 (Ritcey *et al.*, 1972), la deuxième en 1975 (Mes et Davies, 1979) et la dernière en 1982 (Mes *et al.*, 1986). Toutes trois présentaient la concentration en résidus dans le lait entier. Toutefois, pour faciliter la comparaison, il est préférable d'exprimer les concentrations en fonction de la teneur en matières grasses du lait. Seuls Ritcey *et al.* (1972) ont rapporté aussi leurs résultats en fonction de la teneur en lipides.

Mes et Davies (1979) ont constaté qu'au Canada les plus fortes concentrations de BPC et de DDT dans des échantillons prélevés en 1975 se trouvaient en Ontario, en Alberta et en Colombie-Britannique. Dans leur étude de 1982, Mes *et al.* ont montré que les concentrations de résidus variaient très peu entre les diverses régions du pays. Cependant, aucune des deux études ne comportait de comparaison statistique.

Mes *et al.* (1986) ont comparé, pendant la même période, les concentrations de résidus (en fonction de la teneur en matières grasses) dans des échantillons de lait maternel provenant de Canadiennes avec celles d'échantillons provenant de femmes d'autres pays de l'Ouest (États-Unis,

Grande-Bretagne, Allemagne et Suède). Leur comparaison a permis de démontrer que les échantillons canadiens contenaient des concentrations plus faibles de p,p'-DDE et de p,p'-DDT. Dans ces mêmes échantillons, les concentrations des autres produits chimiques sur lesquels existaient des données dans les cinq pays étudiés se situaient au milieu de l'intervalle.

La comparaison des concentrations de résidus trouvées dans les diverses régions est rendue difficile par les différentes méthodes utilisées pour présenter les données. Par exemple, selon la méthode utilisée, la concentration la plus élevée de Σ DDT revient à des régions différentes. Pour le lait entier, la concentration moyenne la plus élevée appartient à l'Ontario, mais si l'on prend la teneur en matières grasses, elle revient plutôt à l'Alberta et à la Colombie-Britannique. La Saskatchewan et le Manitoba possèdent l'intervalle de concentrations le plus étendu (Ritcey *et al.*, 1972). L'étude de Ritcey ne comportait toutefois aucune analyse statistique permettant de déterminer si les différences entre les régions étaient significatives.

Certains chercheurs ont indiqué que les échantillons de lait ont été recueillis manuellement (Davies et Mes, 1987; Mes *et al.*, 1986; Dillon *et al.*, 1981), alors que d'autres ont mentionné avoir utilisé un tire-lait (Currie *et al.*, 1979). Les deux méthodes ont parfois été utilisées dans une même étude (Mes et Davies, 1979; Musial *et al.*, 1974). L'utilisation d'un tire-lait peut entraîner la contamination des échantillons avec des produits chimiques organiques provenant des pièces en plastique ou en caoutchouc. Les chercheurs n'ont toutefois pas examiné cette possibilité.

Le moment de la journée ainsi que l'état du sein lors du prélèvement de l'échantillon ont aussi leur importance. Le prélèvement d'échantillons au hasard pendant la journée ne donne pas nécessairement des résultats représentatifs des concentrations de résidus. Wilson *et al.* (1973), par exemple, ont trouvé que les concentrations de Σ DDT étaient sensiblement plus élevées dans le lait à la fin de la tétée (c'est-à-dire, lorsque le sein est presque vide), que dans le lait des premiers jets (provenant du sein plein). Dans une étude semblable, Mes et Davies (1978) ont trouvé que la concentration en matières grasses et en résidus augmentait tout au cours de la tétée et variait entre les tétées et tout au long de la période d'allaitement d'une femme. Selon Mes (1981), l'échantillon le plus représentatif serait un échantillon composite de lait prélevé à chacune des tétées d'un jour donné,

à différents moments de chacune des tétées et alternativement du sein droit et du sein gauche.

Mes et Davies (1978) ont mesuré les variations diurnes de la teneur en matières grasses et organochlorées chez deux femmes. Au cours d'une journée, la teneur en matières grasses de leur lait variait de 0,55 à 4,69 % et de 0,54 à 3,63 %. Jensen (1983) a montré que les matières grasses sont les composants du lait dont la teneur varie le plus. Son étude semble indiquer que les données relatives aux composés lipophiles devraient être fournies en fonction des lipides pour pouvoir servir d'indicateur de la charge corporelle. Cependant, les données exprimées en fonction du lait entier sont plus utiles pour déterminer l'exposition totale du nourrisson (Jensen, 1983). Bien qu'il n'y ait pas de relation strictement linéaire entre la concentration de résidus et la teneur en matières grasses, l'intervalle de variation des concentrations de résidus exprimées en fonction des lipides est généralement plus petit que celui qui correspond au lait entier (Mes et Davies, 1978).

Pour obtenir des données valables, fondées sur la population, sur les résidus présents dans le lait maternel, il faudrait prélever des échantillons représentatifs de l'ensemble de la population des femmes qui allaitent ainsi que de chaque femme prise individuellement. Divers facteurs influençant la concentration des résidus ont été mis en lumière : la quantité de résidus de certains produits chimiques toxiques augmente avec l'âge de la mère; il est possible toutefois de renverser cette tendance si la mère a déjà allaité auparavant (Dillon *et al.*, 1981; Wilson *et al.*, 1973); les concentrations de résidus, tels que les BPC, se révèlent plus fortes chez les femmes des zones urbaines que chez celles des zones rurales (Dillon *et al.*, 1981; Frank *et al.*, 1988); enfin, la consommation de poissons d'eau douce et l'usage du tabac influent eux aussi sur la concentration de résidus dans le lait. Pour éviter de sélectionner des échantillons de population biaisés, il conviendrait donc d'examiner tous ces facteurs.

3.4 AUTRES TISSUS

Quelques auteurs ont montré que des produits chimiques toxiques sont présents dans le foie et les reins humains. Les données sur les métaux trouvés dans les échantillons provenant d'habitants du bassin des Grands Lacs figurent aux tableaux 3.4a et 3.4b. Les tableaux 3.4c et 3.4d

comprennent, quant à eux, les données relatives aux concentrations de composés organiques lipophiles décelées dans les échantillons de foie prélevés chez des habitants de l'Alberta.

Kadis et ses collègues (1970) ont examiné les concentrations des insecticides présents dans les lipides extractibles de divers tissus humains. Selon eux, elles étaient le plus élevées dans les tissus adipeux, puis par ordre décroissant, dans le foie, les reins, les gonades et le cerveau. De la même façon, Ryan *et al.* (1985b) ont montré que les concentrations de dioxines et de furanes par rapport à la masse humide sont le plus élevées dans les tissus adipeux, puis dans le foie, les muscles et les reins. Leur étude a permis toutefois de constater que les concentrations de résidus mesurées en fonction des lipides sont semblables dans tous les tissus. Étant donné que Ryan *et al.* (1985b) n'indiquaient pas l'origine géographique de leurs échantillons de tissus, les données de leur étude ne figuraient pas dans les tableaux.

Méranger *et al.* (1981) ont comparé les concentrations de cadmium d'échantillons canadiens prélevés sur la partie corticale du rein avec celles établies par une étude suédoise de 1965-1966. Pour tous les groupes d'âge et chez les deux sexes, les échantillons canadiens contiennent de plus fortes concentrations de cadmium que les échantillons suédois. Dans les deux populations, la concentration de cadmium dans les reins augmentait jusqu'à l'âge de 50 ans environ, puis diminuait par la suite.

Subramanian et Méranger (1982) ont eux aussi relevé la présence de 20 métaux dans des échantillons de foie et de rein provenant d'habitants du bassin des Grands Lacs. Ils ont mentionné que les résultats de leur étude indiquaient que les concentrations de la plupart des métaux sont plus élevées dans les échantillons de tissus canadiens que les concentrations constatées antérieurement chez des sujets suédois (Brune, Nordberg et Webster, 1980, étude citée dans Subramanian et Méranger, 1982). En particulier, les concentrations de cadmium dans les échantillons de foie et de rein étaient respectivement 5 et 20 fois plus élevées. Les auteurs font cependant remarquer que les échantillons suédois provenaient de huit individus non fumeurs qui vivaient dans des régions «extrêmement peu polluées».

Subramanian *et al.* (1985) ont mesuré les concentrations de 20 métaux dans des échantillons de rein (parties corticale et médullaire) et de foie prélevés après autopsie chez des sujets provenant d'hôpitaux d'Ottawa et de

Kingston. Ils ont découvert qu'il existait, entre les échantillons des deux villes, des différences dans les concentrations tissulaires de cuivre, de fer, de potassium, de magnésium, de manganèse, de sodium, de phosphore, de sélénium et de zinc. Ils n'ont observé aucune corrélation entre les concentrations tissulaires et le sexe ou l'âge des sujets.

4. CONCLUSIONS

1. Tout au long de leur vie, les habitants du bassin des Grands Lacs sont exposés à des centaines de produits chimiques, dont un grand nombre proviennent de l'extérieur de la région. On a décelé certains de ces produits chimiques dans les tissus adipeux, le sang, le lait maternel, les reins, le foie, le cerveau, les muscles et les gonades. Leur présence dans les tissus humains et dans l'environnement confirme que la population y est exposée et qu'il y a bioaccumulation.

2. Les aliments, dont une grande quantité provient de l'extérieur du bassin, sont la cause de la majeure partie des expositions non professionnelles aux contaminants environnementaux. La proportion exacte des expositions d'origine alimentaire dépend de nombreux facteurs, mais pour la plupart des produits chimiques toxiques étudiés dans le rapport, elle varie de 40 % à près de 100 %. Les expositions par l'air, l'eau et le sol représentent une plus faible proportion, bien que le sol constitue un mode d'exposition fréquent chez les enfants en bas âge qui avalent accidentellement une grande quantité de terre.

3. La majeure partie de l'exposition aux contaminants environnementaux due aux aliments provient des produits laitiers et de la viande. Il est difficile de comparer les concentrations signalées dans les études car les chercheurs utilisent diverses définitions du «régime alimentaire moyen» et tentent de déceler différents produits chimiques dans les échantillons. La plupart des études sur l'exposition aux produits chimiques toxiques provenant des aliments portent uniquement sur l'exposition de l'adulte moyen et ne traitent pas des nourrissons et des enfants, chez qui l'exposition est souvent plus forte (relativement au poids corporel).

4. Bien que les données soient très limitées et qu'il ne soit pas toujours possible de comparer les études, on peut affirmer qu'il est peu probable que les habitants du bassin des Grands Lacs soient exposés à de plus fortes concentrations de contaminants que les habitants des autres régions du Canada.

5. Les concentrations de contaminants dans les tissus adipeux fournissent une indication de la charge corporelle. Les données en ce domaine sont toutefois insuffisantes pour permettre l'évaluation des tendances spatiales et temporelles. Chez les habitants du bassin des Grands Lacs, la concentration de contaminants dans les tissus n'est pas plus forte que chez les habitants des autres régions du Canada. On a déterminé les concentrations de métaux (particulièrement le plomb) et de BPC dans le sang. Ces concentrations reflètent les expositions récentes. Les concentrations de contaminants dans le lait maternel représentent des données précieuses car elles indiquent que les nourrissons sont susceptibles d'être contaminés. Il est difficile de déterminer les tendances spatiales et temporelles car les données passées sont insuffisantes et le prélèvement et l'analyse des échantillons ne sont pas uniformes.

5. REMERCIEMENTS

Les auteurs sont très reconnaissants aux personnes suivantes qui ont bien voulu commenter ce document :

M. D.C. Williams
Direction de l'hygiène du milieu
Direction générale de la protection de la santé
Santé et Bien-être social Canada

M^me^ Theo Colborn
World Wildlife Fund
The Conservation Foundation
Washington (D.C.)

M^me^ Kate Davies
Ecosystems Consulting Inc.
Orléans (Ontario)

6. BIBLIOGRAPHIE

ARMSTRONG, V.C., M.G. HOLLIDAY et T.F. SCHRECKER. *Consommation de l'eau du robinet au Canada*, Santé et Bien-être social Canada, Direction de l'hygiène du milieu, Direction générale de la protection de la santé, 1981.

ASSOCIATION CANADIENNE DE SANTÉ PUBLIQUE. *Une étude globale de la condition de l'eau potable des Grands Lacs*, Association canadienne de santé publique, 1986, 44 p.

BROWN, J.R. «Organochlorine pesticide residues in human depot fat», Can. Med. Assoc. J., n° 97, 1967, p. 367-373.

BROWN, H.S., D. BISHOP et C. ROWAN. «The role of skin absorption as a route of exposure for volatile organic compounds in drinking water», Am. J. Publ. Health, n° 74, 1984, p. 479-484.

BUREAU FÉDÉRAL DE LA STATISTIQUE. *Apparent per capita domestic disappearance of foods in Canada*, Bureau fédéral de la statistique, rapports n^os^ 32-226, 1966.

CITY OF TORONTO MEDICAL OFFICER OF HEALTH. *Children's Blood Lead Levels and Environmental Risk Factors in the South Riverdale Neighborhood of Toronto and Other Areas of Ontario*, Ville de Toronto, Département du greffier de la Ville, rapport n° 4, clause 7, 1987.

COMITÉ DIRECTEUR CONJOINT MAAO-MEO SUR LES ALIMENTS ET LES PRODUITS TOXIQUES. *Polychlorinated dibenzo-p-dioxins and polychlorinated dibenzofurans and other organochlorine contaminants in food*, ministère de l'Agriculture et de l'Alimentation de l'Ontario - ministère de l'Environnement de l'Ontario.

CURRIE, R.A., V.W. KADIS, W.E. BREITKREITZ, G.B. CUNNINGHAM et G.W. BRUNS. «Pesticide residues in human milk, Alberta, Canada - 1966-70, 1977-78», Pestic. Monit. J., n° 13(2), 1979, p. 52-55.

DANN, T. «Measurement of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) in the ambient air (Toronto, Ontario and Montreal, Quebec)». *3^e^ Conférence sur les substances toxiques*, Montréal (Québec), du 6 au 7 avril 1988, 1988.

DAVIES, D. et J. MES. «Comparison of the residue levels of some organochlorine compounds in breast milk of the general and indigenous Canadian populations», Bull. Environ. Contam. Toxicol., n° 39, 1987, p. 743-749.

DAVIES, K. «Concentrations and dietary intake of organochlorines including PCBs, PCDDs and PCDFs in fresh food composites grown in Ontario, Canada», Chemosphere, n°17 (2), 1988, p. 263-276.

DILLON, J.-C., G.B. MARTIN et H.T. O'BRIEN. «Pesticide residues in human milk», Ed. Cosmet. Toxicol, n° 19, 1981, p. 437-442.

EISENREICH, S.J., B.B. LOONEY et J.D. THORNTON. «Airborne Organic Contaminants in the Great Lakes Ecosystem», Envir. Sci. Tech., n° 15(1), 1981, p. 30-38.

ENVIRONNEMENT CANADA. *Detroit incinerator monitoring program*, rapport de données n° 1.

Windsor air sampling site, July, 1987 - November, 1987, ministère de l'Environnement, Conservation et Protection, 1988b.

ENVIRONNEMENT CANADA. *Environmental Baseline Report on the Niagara River*, mise à jour de novembre 1981, Commission de révision Canada-Ontario, 1981b.

ENVIRONNEMENT CANADA. *Recommandations pour la qualité des eaux au Canada*, Groupe de travail sur les recommandations pour la qualité des eaux, Environnement Canada, Direction générale des eaux intérieures, 1987.

ENVIRONNEMENT CANADA. *Surveillance nationale de la pollution atmosphérique*, sommaire de 1980, Environnement Canada, Service de la protection de l'environnement, Direction générale de la lutte contre la pollution atmosphérique, 1981a.

ENVIRONNEMENT CANADA. *Surveillance nationale de la pollution atmosphérique*, sommaire de 1981, Environnement Canada, Service de la protection de l'environnement, Direction générale de la lutte contre la pollution atmosphérique, 1982.

ENVIRONNEMENT CANADA. *Surveillance nationale de la pollution atmosphérique*, sommaire de 1982, Environnement Canada, Service de la protection de l'environnement, Direction générale des programmes visant à la protection de l'environnement, Direction des services techniques, 1983.

ENVIRONNEMENT CANADA. *Surveillance nationale de la pollution atmosphérique*, sommaire de 1983, Environnement Canada, Service de la protection de l'environnement, Direction générale des programmes visant à la protection de l'environnement, Direction des services techniques, 1984.

ENVIRONNEMENT CANADA. *Surveillance nationale de la pollution atmosphérique*, sommaire de 1984, Environnement Canada, Service de la protection de l'environnement, Direction générale des programmes visant à la protection de l'environnement, Direction des services techniques, 1985.

ENVIRONNEMENT CANADA. *Surveillance nationale de la pollution atmosphérique*, sommaire de 1985, Environnement Canada, Conservation et protection, Protection de l'environnement, Direction du développement technologique et des services techniques, 1986.

ENVIRONNEMENT CANADA. *Surveillance nationale de la pollution atmosphérique*, sommaire de 1986, Environnement Canada, Conservation et protection, Protection de l'environnement, Direction du développement technologique et des services techniques, 1988a.

FEDERAL-ONTARIO AD HOC WORKING GROUP ON MULTIMEDIA STANDARDS-1988. «Multimedia exposure analysis for polychlorinated dibenzo-p-dioxins (PCDD) and polychlorinated dibenzofurans (PCDF)», inédit.

FRANK, R., K. ISHIDA et P. SUDA. «Metals in agricultural soils of Ontario», Can. J. Soil Sci., n° 56, 1976, p. 181-196.

FRANK, R., J. RASPER, M.S. SMOUT et H.E. BRAUN. «Organochlorine residues in human adipose tissues, blood and milk from Ontario residents, 1976-1985», Can. J. Pub. Health, n° 79, 1988, p. 150-158.

GARTRELL, M.J., J.C. CRAUN, D.S. PODREBARAC et E.L. GUNDERSON. «Pesticides, selected elements, and other chemicals in adult total diet samples, October 1978 - September 1979», J. Assoc. Off. Anal. Chem., n° 68, 1985, p. 862-875.

GARTRELL, M.J., J.C. CRAUN, D.S. PODREBARAC et E.L. GUNDERSON. «Pesticides, selected elements, and other chemicals in adult total diet samples, October, 1980 to March, 1982», J. Assoc. Off. Anal. Chem., n° 69, 1986b, p. 146-161.

GARTRELL, M.J., J.C. CRAUN, D.S. PODREBARAC et E.L. GUNDERSON. «Pesticides, selected elements, and other chemicals in infant and toddler total diet samples, October, 1980 to March, 1982», J. Assoc. Off. Anal. Chem., n° 69, 1986a, p. 123-145.

GEYER, H., I. SCHEUNERT et F. KORTE. «Bioconcentration potential of organic environmental chemicals in humans», Regulat. Toxicol. Pharmacol., n° 6, 1986, p. 313-347.

GRAY, H. *Gray's Anatomy*, T.P. PICK et R. HOWDEN (réd.), Philadelphie (Penn.), Running Press, 1974.

HENKIN, R.I., J.D. SCHULMAN, C.B. SCHULMAN et D.A. BRONZERT. «Changes in total, nondiffusible, and diffusible plasma zinc and copper during infancy», J. Pediatrics, n° 82(5), 1973, p. 831-837.

HOFF, R.M., J. BOTTENHEIM, H. NIKI, P. FORSYTH, B. KHOUW, S. BARNETT et P. FELLIN. *Vapour phase air concentrations of PCBs and chloroform at Niagara Falls*, Environnement Canada, Service de la lutte contre la pollution atmosphérique, ARD, n° 87-4, 1987.

HOLDRINET, M.V.H., H.E. BRAUN, R. FRANK, G.J. STOPPS, M.S. SMOUT et J.W. McWADE. «Organochlorine residues in human adipose tissue and milk from Ontario residents, 1969-1974», Can. J. Publ. Health, n° 68, 1977, p. 74-80.

HOPFER, S.M., F.W. SUNDERMAN, fils, et W.P. FAY. «Nickel concentrations in body fluids of healthy adults and hemodialysis patients in Sudbury, Ontario, Canada». Dans : *Trace Elements in Health and Disease*, larges extraits tirés du *Symposium nordique*, Bureau régional pour l'Europe de l'Organisation mondiale de la santé, Copenhague, 1987, p. 74-77.

IYENGAR, G.V. «Autopsy sampling and elemental analysis : errors arising from post-mortem changes», J. Pathol., n° 134, 1981, p. 173-180.

IYENGAR, G.V. «Presampling factors in the elemental composition of biological systems», Anal. Chem., n° 54(4), 1982, p. 554A-560A.

IYENGAR, G.V. «Reference values for elemental concentrations in some human samples of clinical interest : A preliminary evaluation», Sci. Total Environ., n° 36, 1984, p. 125-131.

IYENGAR, G.V., W.E. KOLLMER et H.J.M. BOWEN. «The Elemental Composition of Human Tissues and Body Fluids», Verlog Chem., Weinheim (N.Y.), 1978.

IYENGAR, V. et J. WOITTIEZ. «Trace elements in human clinical specimens: evaluation of literature data to identify reference values», Clin. Chem., n° 34(3), 1988, p. 474-481.

JAWORSKI, J.F. *Effets du chrome, des halogénures alcalins, de l'arsenic, de l'amiante, du*

mercure, et du cadmium sur l'environnement canadien, Conseil national de recherches du Canada, Comité adjoint sur les critères scientifiques concernant l'état de l'environnement, 1980, 80 p.

JAWORSKI, J.F. *Effets du plomb dans l'environnement, 1978 : aspects quantitatifs*, Conseil national de recherches du Canada, Comité adjoint sur les critères scientifiques concernant l'état de l'environnement, 1979, 779 p.

JENSEN, A.A. «Chemical contaminants in human milk», Res. Rev., n° 89, 1983, p. 1-128.

KADIS, V.W., W.E. BREITKREITZ et O.J. JONASSON. «Insecticide levels in human tissues of Alberta residents», Can. J. Publ. Health, n° 61, 1970, p. 413-416.

KIMBROUGH, R.D. «Laboratory and human studies on polychlorinated biphenyls (PCBs) and related compounds», Environ. Health Perspec., n° 59, 1985, p. 99-106.

KIMBROUGH, R.D., H. FALK et P. STEHR. «Health implications of 2,3,7,8-TCDD contamination of residential soil», J. Tox. Env. Health, n° 14, 1984, p. 47-93.

KIRKPATRICK, D.C. et D.E. COFFIN. «The trace metal content of representative Canadian diets in 1970 and 1971», Can. Inst. Food Sci. Technol. J., n° 7, 1974, p. 56-58.

KIRKPATRICK, D.C. et D.E. COFFIN. «The trace metal content of a representative Canadian diet in 1972», Can. J. Publ. Health, n° 68, 1977, p. 162-164.

LeBEL, G.L. et D.T. WILLIAMS. «Determination of halogenated contaminants in human adipose tissue», J. Assoc. Off. Anal. Chem., n° 69(3), 1986, p. 451-458.

MacPHERSON, A.S. *Children's Blood Lead Levels and Environmental Risk Factors in the South Riverdale Neighborhood of Toronto and Other Areas of Ontario; A Comparison Study*, Ville de Toronto, Département de la Santé publique, 1987.

McLEOD, H.A., D.C. SMITH et N. BLUMAN. «Pesticide residues in the total diet in Canada : 1976 to 1978», J. Food Safety, n° 2, 1980, p. 141-164.

McNEELY, M.D., M.W. NECHAY et F.W. SUNDERMAN, fils. «Measurements of nickel in serum and urine as indices of environmental exposure to nickel», Clin. Chem., n° 18, 1972, p. 992-995.

MÉRANGER, J.-C., H.B.S. CONACHER, H.M. CUNNINGHAM et D. KREWSKI. «Levels of cadmium in human kidney cortex in Canada», Can. J. Publ. Health, n° 72, 1981, p. 269-272.

MÉRANGER, J.-C. et D.C. SMITH. «The heavy metal content of a typical Canadian diet», Can. J. Publ. Health, n° 63(1), 1972, p. 53-57.

MÉRANGER, J.-C., K. SUBRAMANIAN et C. CHALIFOUX. «Survey for cadmium, cobalt, chromium, copper, nickel, lead, zinc, calcium, and magnesium in Canadian drinking water supplies», J. Assoc. Off. Anal. Chem., n° 64(1), 1981, p. 44-53.

MES, J. «Experiences in human milk analysis for halogenated hydrocarbon residues», Int. J. Environ. Anal. Chem., n° 9, 1981, p. 283-299.

MES, J. «Polychlorobiphenyl in children's blood», Environ. Res., n° 44, 1987, p. 213-220.

MES, J., D.S. CAMPBELL, R.N. ROBINSON et D.J.A. DAVIES. «Polychlorinated biphenyl and organochlorine pesticide residues in adipose tissue of Canadians», Bull. Environ. Contam. Toxicol., n° 17, 1977, p. 196-203.

MES, J. et D.J. DAVIES. «Presence of polychlorinated biphenyl and organochlorine pesticide residues and the absence of polychlorinated terphenyls in Canadian milk samples», Bull. Environ. Contam. Toxicol., n° 21, 1979, p. 381-387.

MES, J. et D.J. DAVIES. «Variation in the polychlorinated biphenyl and organochlorine pesticide residues during human breastfeeding and its diurnal pattern», Chemosphere, n° 7, 1978, p. 699-706.

MES, J., D.J. DAVIES et W. MILES. «Traces of mirex in some Canadian human milk samples», Bull. Environ. Contam. Toxicol., n° 19, 1978, p. 564-570.

MES, J., D.J. DAVIES et D. TURTON. «Polychlorinated biphenyl and other chlorinated hydrocarbon residues in adipose tissue of Canadians», Bull. Environ. Contam. Toxicol., n° 28, 1982, p. 97-104.

MES, J., D.J. DAVIES, D. TURTON et W.F. SUN. «Levels and trends of chlorinated hydrocarbon contaminants in the breastmilk of Canadian women», Food Add. and Contam., n° 3, 1986, p. 313-322.

MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT DE L'ONTARIO. *Air Quality in Ontario, 1986*, rapport, 1988.

MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT DE L'ONTARIO. *Drinking Water Surveillance Program*, rapport annuel (données relatives à 44 emplacements ontariens résumées dans des volumes individuels publiés dans le cadre du Programme de surveillance de l'eau potable), 1987.

MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT DE L'ONTARIO. *Survey of Niagara Area and Selected Lake Ontario Municipal Drinking Water Supplies, November, 1984*, 1984.

MOUNTCASTLE, V.B. (réd.). *Medical Physiology*, vol. 2, St. Louis, C.V. Mosby Co., 1974, 1807 p.

MURPHY, R. et C. HARVEY. «Residues and metabolites of selected persistent halogenated hydrocarbons in the blood specimens from a general population survey», Environ. Health Perspec., n° 60, 1985, p. 115-120.

MUSIAL, C.J., O. HUTZINGER, V. ZITKO et J. CROKER. Presence of PCB, DDE, and DDT in human milk in the provinces of New Brunswick and Nova Scotia, Canada», Bull. Environ. Contam. Toxicol., n° 12, 1974, p. 258-267.

NERI, L.C. «Some data from Canada». Dans : *Hardness of Drinking Water and Public Health, Proceedings of the European Scientific Colloquium, Luxembourg, 1975*, Bruxelles, 1976, p. 343-347.

NUTRITION CANADA. *Rapport sur les habitudes alimentaires*, Santé et Bien-être social

Canada, Direction générale de la protection de la santé, 1977.

RITCEY, W.R., G. SAVARY et K.A. McCULLY. «Organochlorine insecticide residues in human milk, evaporated milk and some milk substitutes in Canada», Can. J. Publ. Health, n° 63, 1972, p. 125-132.

RITCEY, W.R., G. SAVARY et K.A. McCULLY. «Organochlorine insecticide residues in human adipose tissue of Canadians», Can. J. Publ. Health, n° 64, 1973, p. 380-386.

RITTER, C.J. et S.M. RINEFIERD. «Natural background and pollution levels of some heavy metals in soils from the area of Dayton, Ohio», Environ. Geol., n° 5, 1983, p. 73-78.

RYAN, J.J. *Report of a World Health Organization planning meeting on PCBs,PCDDs and PCDFs in human milk in Norway*, 1986.

RYAN, J.J., R. LIZOTTE et B.P.-Y. LAU. «Chorinated dibenzo-p-dioxins and chlorinated dibenzofurans in Canadian human adipose tissue», Chemosphere, n° 14, 1985, p. 697-706.

RYAN, J.J., A. SCHECTER, R. LIZOTTE, W.-F. SUN et L. MILLER. «Tissue distribution of dioxins and furans in humans from the general population», Chemosphere, n° 14, 1985b, p. 929-932.

SMITH, D.C. «Pesticide residues in the total diet in Canada», Pestic. Sci., n° 2, 1971, p. 92-95.

SMITH, D.C., R. LEDUC et C. CHARBONNEAU. «Pesticide residues in the total diet in Canada, III, 1971», Pestic. Sci., n° 4, 1973, p. 211-214.

SMITH, D.C., R. LEDUC et L. TREMBLAY. «Pesticide residues in the total diet in Canada, IV, 1972 and 1973», Pestic. Sci., n° 6, 1975, p. 75-82.

SMITH, D.C., E. SANDI et R. LEDUC. «Pesticide residues in the total diet in Canada, II, 1970», Pestic. Sci., n° 3, 1972, p. 207-210.

SMITH, J.J., R.A. TEMPLE et J.C. READING. «Cadmium, lead and copper blood levels in normal children», Clin. Toxicol., n° 9, 1976, p. 75-87.

STATISTIQUE CANADA. *Dépenses alimentaires des familles au Canada*, Approvisionnements et Services Canada, 1982.

SUBRAMANIAN, K.S. «Determination of trace metals in human blood by graphite furnace atomic absorption spectrometry», Prog. Analyt. Spectrosc., n° 9, 1986, p. 237-334.

SUBRAMANIAN, K.S. et J.-C. MÉRANGER. «A survey for sodium, potassium, barium, arsenic, and selenium in Canadian drinking water supplies», Atomic Spectro., n° 5(1), 1984, p. 34-36.

SUBRAMANIAN, K.S. et J.-C. MÉRANGER. «Blood levels of cadmium, copper, lead and zinc in children in a British Columbia community», Sci. Tot. Environ., n° 30, 1983, p. 231-244.

SUBRAMANIAN, K.S. et J.-C. MÉRANGER. «Simultaneous determination of 20 elements in

some human kidney and liver autopsy samples by inductively-coupled plasma atomic emission spectrometry», Sci. Tot. Environ., n° 24, 1982, p. 147-157.

SUBRAMANIAN, K.S., J.-C. MÉRANGER et R.T. BURNETT. Kidney and liver levels of some major, minor and trace elements in two Ontario communities», Sci. Tot. Environ., n° 42, 1985, p. 223-235.

VAGUE, J. et R. FENASSE. «Comparative Anatomy of Adipose Tissue». Dans : *Handbook of Physiology*, section 5, *Adipose Tissue*, A.E. RENOLD et G.H. CAHILL, fils (réd.), Am. Physiol. Soc., Baltimore (Mar.), Waverly Press Inc., 1965, p. 25-36.

VERSIECK, J. «Trace elements in human body fluids and tissues», CRC, Critical Reviews in Clinical Laboratory Science, n° 22, 1985, p. 97-184.

WEIS, I.M. et G.F. BARCLAY. «Distribution of heavy metal and organic contaminants in plants and soils of Windsor and Essex County, Ontario», J. Great Lakes Res., n° 11(3), 1985, p. 339-346.

WHEATLEY, B. *Le méthylmercure au Canada : exposition des Indiens et des Inuit au méthylmercure présent dans l'environnement canadien*, Santé et Bien-être social Canada, Direction générale des services médicaux, 1979.

WHEATLEY, B. *Le méthylmercure au Canada, volume 2 : exposition des Indiens et des Inuit au méthylmercure présent dans l'environnement canadien*, Santé et Bien-être social Canada, Direction générale des services médicaux, 1984.

WILLIAMS, D.T., G.L. LeBEL et E. JUNKINS. «A comparison of organochlorine residues in human adipose tissue autopsy samples from two Ontario municipalities», J. Toxicol. Environ. Health, n° 13, 1984, p. 19-29.

WILLIAMS, D.T., G.L. LeBEL et E. JUNKINS. «Organohalogen residues in human adipose autopsy samples from six Ontario municipalities», J. Assoc. Off. Anal. Chem., n° 71(2), 1988, p. 410-414.

WILSON, D.J., D.J. LOCKER, C.A. RITZEN, J.T. WATSON et W. SCHAFFNER. «DDT concentrations in human milk», Am. J. Dis. Child., n° 125, 1973, p. 814-817.

7. ANNEXE : TABLEAUX DES DONNÉES

VOIES D'EXPOSITION DES HUMAINS AUX PRODUITS CHIMIQUES TOXIQUES : LES ALIMENTS

Tableau 2.1a Apport de produits chimiques organiques dans les aliments au Canada et aux États-Unis[1]

Produit chimique	Ottawa 1969[2,3]	Toronto 1973[2,4]	Toronto 1976-78[2,5]	Toronto 1985[2,6]	R.-U. 1976-78[2,7,8]	É.-U. 1981-82[2,8]	DJA FAO/OMS[9]	Exposition totale (en %)[4]
HCH total	0,035	0,032	0,016	0,004	0,012-0,015	0,010	10 (τHCH)	
Cyclodiène	–	–	<0,001	–	0,003-0,004	0,004	1 (0,006)	
DDT total	0,270	0,058	0,021	0,033	0,046-0,070	0,034	5	99,9
Diazinon	–	0,002	0,004	–	0,004-0,006	0,007	2	
Dieldrine	0,057	0,025	0,009	0,011	0,017-0,041	0,016	0,1	99,2
Endosulfan	0,006	0,022	0,004	–	0,010-0,012	0,044	7,5 (4,0)	
Endrine	–	0,002	<0,001	–	ND-<0,001	ND	0,2	
Éthion	–	0,004	<0,001	0,001	0,001-0,018	0,005	5,0	
Heptachlore (époxyde)	–	0,004	0,001	–	0,006-0,008	0,007	0,5	100
Malathion	–	0,009	0,022		0,128-0,154	0,243	20	
Méthidathion	–	–	0,006	–	–	ND	–	
Parathion	–	<0,001	<0,001	–	0,001-0,004	0,002	5,0	
Parathion (méthyl-)	0,002	–	–	–	ND-0,001	0,001	1,0	
Phosalone	–	–	<0,001	–	0,001-0,017	0,024	6,0	
Toxaphène	–	–	<0,001	–	<0,001-0,107	0,023		
Captane	–	–	0,006	–	0,008-0,031	0,015	100	
Chlorothalonil	–	–	<0,001	–	–	–	30	
Dichloran	–	–	0,030	–	0,032-0,056	0,047	30	
HCB	–	0,072	0,002	<0,001	0,002-0,004	0,002	0,6	56,6
Quintozène	–	–	<0,001	–	0,002-0,003	0,007	7,0	
Chlorobenzilate	–	–	<0,001	–	–	0,002	20	
Dicofol	0,054	0,050	0,018	–	0,004-0,010	0,006	25	
Chlorpropham	–	–	0,083	–	0,088-0,310	0,347		
BPC	–	–	0,011	0,012	<0,001-0,027	0,003		98,6

1. Valeurs correspondant à l'alimentation des adultes.
2. µg/kg pc/jour.
3. Smith, 1971.
4. Smith *et al.*, 1975.
5. McLeod *et al.*, 1980.
6. Davies, 1988.
7. Gartrell *et al.*, 1985.
8. Gartrell *et al.*, 1986b.
9. Intervalle des valeurs estimées pour cette période.

Tableau 2.1b Apport de produits chimiques inorganiques dans les aliments au Canada[1,3]

Produit chimique	Apport dans les aliments µg/pers./jour	µg/kg pc/jour	Absorption (en %)	Besoins nutritionnels µg/pers./jour	DJA µg/kg pc/jour	Exposition totale (en %)
Arsenic	25-95	0,4-1,4	6			
Cadmium	52-80	0,7-1,1	3-7		0,8-1,0	
Chrome	136-284	1,9-4,1			1,4	
Cobalt	36-102	0,5-1,5		<100		
Cuivre	1 606-2 217	22,9-31,7		1000-3000		
Fer	15 418-19 443	220-278		12 000-15 000		
Plomb	77-148	1,1-2,1	8-10 (Adulte)		7,1 Adulte	40-50
			25-53 (Enfant)		3,6 Enfant	
Manganèse	2 930-4 091	41,9-58,4		3 000-5 000		
Mercure total	10-16	0,1-0,2			0,71	
Mercure inorgan.					0,47	
Mercure organ.			90		85,7	
Nickel	347-576	5,0-8,2	1-10	<20[2]		
Zinc	15 236-19 863	218-284		10 000-20 000		

1. Valeurs correspondant à l'alimentation des adultes.
2. Besoins nutritionnels supposés; valeur exacte inconnue.
3. Jaworski, 1979;
   Jaworski, 1980;
   Kirkpatrick et Coffin, 1974;
   Kirkpatrick et Coffin, 1977;
   Meranger et Smith, 1972;
   Smith, 1971.

VOIES D'EXPOSITION DES HUMAINS AUX PRODUITS CHIMIQUES TOXIQUES : L'EAU POTABLE

Tableau 2.2a Concentrations résiduelles de produits organiques dans l'eau potable et provenance de l'échantillon présentant la concentration la plus élevée (MDEO, 1988b)

Produit chimique	N	SDm[2] (ng/L)	Nombre d'échantillons positifs	Provenance de l'échantillon présentant la concentration la plus élevée
BPC	1020	20	0	
α-chlordane	1202	2	0	
γ-chlordane	1202	2	0	
OCS	1202	1	0	
p,p'-DDT	1207	5	1	Cornwall (5 ng/L - traces)
p,p'-DDE	1186	1	3	Ottawa (Britannia) (2 ng/L)
γ-HCH	1038	1	216	Brantford (11 ng/L)
Mirex	1147	5	1	Belleville (5 ng/L)
1,2-DCB	1149	0	1	Niagara Falls(0,1 ug/L)
1,3-DCB	1164	0	2	Elgin-St. Thomas (0,1 ug/L)
1,4-DCB	1157	0	6	South Peel (0,2 ug/L)
1,2,3-TCB	1177	5	28	Burlington (20 ng/L)
1,2,4-TCB	1158	5	17	Brantford (24 ng/L)
1,3,5-TCB	1185	5	14	Brantford (17 ng/L)
1,2,3,4-TeCB	1197	1	2	Belleville (19 ng/L)
1,2,3,5-TeCB	1196	1	13	Brantford (13 ng/L)
1,2,4,5-TeCB	1202	1	14	Ottawa (Île Lemieux) (10 ng/L)
QCB	1191	1	9	Wallaceburg (2 ng/L)
HCB	1147	1	2	Brantford (1 ng/L)
2,3,4-TCP	135	50	0	
2,4,5-TCP	135	50	0	
2,4,6-TCP	135	50	1	Ottawa (Britannia) (50 ng/L - traces)
2,3,4,5-TeCP	135	50	0	
2,3,4,6-TeCP	135	50	0	
PCP	135	50	3	Dresden (10 ng/L - traces)
Benzo[a]pyrène	271	0	2	Hamilton (5 ng/L)

Tableau 2.2b Concentrations résiduelles de produits organiques dans l'eau potable

Produit chimique	Provenance de l'échantillon	Année(s) de prélèvement	N	Intervalle	Fréq. de détection (en %)	Seuil de détection	Références	Remarques
Lindane	Ontario	1986	1 030	SSD - 11 ng/L	20,8	1,0 ng/L	MDEO, 1987	
1,2-DCB	Ontario	1986	1 161	SSD - 0,1 ug/L	0,0	0 ng/L	MDEO, 1987	1,2,3
1,3-DCB	Ontario	1986	1 164	SSD - 0,1 ug/L	0,0	0 ng/L	MDEO, 1987	1,2,3
1,4-DCB	Ontario	1986	1 158	SSD - 0,2 ug/L	0,0	0 ng/L	MDEO, 1987	1,2,3
1,2,3-TCB	Ontario	1986	1 177	SSD - 20 ng/L	0,02	5 ng/L	MDEO, 1987	1,3
1,2,4-TCB	Ontario	1986	1 158	SSD - 24 ng/L	0,01	5 ng/L	MDEO, 1987	1,3
1,3,5-TCB	Ontario	1986	1 185	SSD - 17 ng/L	0,01	5 ng/L	MDEO, 1987	1,3
1,2,3,4-TeCB	Ontario	1986	1 197	SSD - 18 ng/L	0,0	1 ng/L	MDEO, 1987	1,3
1,2,3,5-TeCB	Ontario	1986	1 196	SSD - 13 ng/L	0,01	1 ng/L	MDEO, 1987	1,3
1,2,4,5-TeCB	Ontario	1986	1 202	SSD - 10 ng/L	0,01	1 ng/L	MDEO, 1987	1,3
QCB	Ontario	1986	1 191	SSD - 2 ng/L	0,0	1 ng/L	MDEO, 1987	1,3
2,3,6-TCP	Ontario	1986	135		0,0	50 ng/L	MDEO, 1987	1,3
2,4,5-TCP	Ontario	1986	135		0,0	50 ng/L	MDEO, 1987	1,3
2,4,6-TCP	Ontario	1986	135	SSD - 50 ng/L	0,7	50 ng/L	MDEO, 1987	1,3
2,3,4,5-TCP	Ontario	1986	135		0,0	50 ng/L	MDEO, 1987	1,3
2,3,4,6-TCP	Ontario	1986	135		0,0	50 ng/L	MDEO, 1987	1,3
PCP	Ontario	1986	135	SSD - 10 ng/L	3,0	50 ng/L	MDEO, 1987	1,3

1. Technique d'analyse : chromatographie en phase gazeuse.
2. Pour un certain nombre de ces produits, on signale un SDm égal à zéro. Toutefois, en pratique, les SDm doivent toujours être supérieurs à zéro.
3. SSD signifie «sous le seuil de détection» (colonne de l'intervalle).

Tableau 2.2c Concentrations résiduelles de métaux dans l'eau

Produit chimique	Provenance des échantillons	Année(s) de prélèvement	n	Moyenne	Intervalle	Moyenne stand. (µg/L)	Freq. de détection (en %)	Seuil de détection	Références	Remarques
Plomb	Canada	1971-1972	234	30.0 µg/L		30.0	92.3	1 ppb	Bori. 1976	1.2a, 3a
	Canada	1971-1972	234	9.7 µg/L		9.7	92.3	1 ppb	Bori. 1976	1.2b, 3a
	Niagara-on-the-Lake	1975	19	0.002 mg/L		2.0			EC. 1981	
	Niagara-on-the-Lake	1980	41	0.001 mg/L		1.0			EC. 1981	
	Centre du Canada	1980-1984	1405		1-65 µg/L			1 µg/L	Groupe de travail sur...1987	6
	Ontario	1986	560		ESD-0.022 mg/L		23.1	0.003 mg/L	MEDO. 1987	6
Zinc	Canada	1971-1972	510	0.2 mg/L		200.0	98.0	3 ppb	Bori. 1976	1.2a, 3a
	Canada	1971-1972	510	0.3 mg/L		300.0	98.0	3 ppb	Bori. 1976	1.2b, 3a
	Niagara-on-the-Lake	1975	19	0.004 mg/L		4.0			EC. 1981	
	Niagara-on-the-Lake	1980	41	0.005 mg/L		5.0			EC. 1981	
	Centre du Canada	1980-1987	1312		1-1170 µg/L			1 µg/L	Groupe de travail sur... 1987	6
	Ontario	1986	575		ESD-0.569mg/L		78.0	0.001 mg/L	MEDO. 1987	6
Nickel	Canada	1971-1972	233	3.9 µg/L		3.9	90.9	1 ppb	Bori. 1976	1.2a, 3a
	Canada	1971-1972	233	5.35 µg/L		5.35	90.9	1 ppb	Bori. 1976	1.2b, 3a
	Niagara-on-the-Lake	1975	19	0.002 mg/L		2.0			EC. 1981	
	Niagara-on-the-Lake	1980	41	0.003 mg/L		3.0			EC. 1981	
	Centre du Canada	1980-1985	1333		1-25 µg/L			1 µg/L	Groupe de travail sur... 1987	6
	St. Catharines	1986	2	2.0 µg/L		2.0	100.0	2 µg/L	MEDO. 1986	
	Toronto	1986	2	2.0 µg/L		2.0	100.0	2 µg/L	MEDO. 1986	
	Ontario	1986	560		ESD-0.24 mg/L		44.3	0.001 mg/L	MEDO. 1987	6
Chrome	Canada	1971-1972	233	0.3 µg/L		0.3	16.7	1-7 ppb	Bori. 1976	1.2a, 3b
	Canada	1971-1972	233	2.05 µg/L		2.05	16.7	1-7 ppb	Bori. 1976	1.2b, 3b
	Niagara-on-the-Lake	1975	19	0.003 mg/L		3.0			EC. 1981	
	Niagara-on-the-Lake	1980	41	0.005 mg/L		5.0			EC. 1981	
	Centre du Canada	1980-1985			2-44 µg/L			2 µg/L	Groupe de travail sur... 1987	6
	Holland	1986	2	2.0 µg/L		2.0	100.0	2 µg/L	MEDO. 1986	
	St. Catharines	1986	2	2.5 µg/L		2.5	100.0	2 µg/L	MEDO. 1986	
	Niagara Falls		2	2.0 µg/L		2.0	100.0	2 µg/L	MEDO. 1986	
	Fort Erie		2	2.0 µg/L		2.0	100.0	2 µg/L	MEDO. 1986	
	Toronto		2	2.0 µg/L		2.0	100.0	2 µg/L	MEDO. 1986	
	Hamilton		2	2.0 µg/L		2.0	100.0	2 µg/L	MEDO. 1986	
	Oshawa		2	2.0 µg/L		2.0	100.0	2 µg/L	MEDO. 1986	
	Ontario	1986	597		ESD-0.006 mg/L		24.5	0.001 mg/L	MEDO. 1987	

Tableau 2.2c (suite)

Produit chimique	Provenance des échantillons	Année(s) de prélèvement	N	Moyenne	Intervalle	Moyenne stand. (µg/L)	Freq. de détection (en %)	Seuil de détection	Référence	Remarque
Mercure	Canada	1971-1972	230	0.6 µg/L		0.6	58.1	1 ppb	Berl., 1976	1.2a.3b
	Canada	1971-1972	230	2.1 µg/L		2.1	58.1	1 ppb	Berl., 1976	1.2b.3b
	Niagara-on-the-Lake	1979	39	0.00005 mg/L		0.05		0.05 µg/L	EC, 1981	5
	Niagara-on-the-Lake	1980	41	0.00005 mg/L		0.05		0.05 µg/L	EC, 1981	5
	Centre du Canada	1980-1981	622		0.005-0.1µg/L			0.05 µg/L	Groupe de travail sur..., 1987	5,6
	Ontario	1986	607		0ED-0.30 µg/L		76.9	0.01 µg/L	MEEO, 1987	6
Cuivre	Canada	1971-1972	510	0.6 mg/L		600.0	94.3	5 ppb	Berl., 1976	1.2a.3a
	Canada	1971-1972	510	0.3 mg/L		300.0	94.3	5 ppb	Berl., 1976	1.2b.3a
	Niagara-on-the-Lake	1979	19	0.006 mg/L		6.0			EC, 1981	
	Niagara-on-the-Lake	1980	41	0.003 mg/L		3.0			EC, 1981	
	Centre du Canada	1981-1983	1333		1-60 µg/L			1 µg/L	Groupe de travail sur..., 1987	6
	Ontario	1986	606		0ED-0.33 mg/L		97.0	0.001 mg/L	MEEO, 1987	6
Cadmium	Canada	1971-1972	510	0.65 µg/L		0.65	13.9	1 ppb	Berl., 1976	1.2a.3a
	Canada	1971-1972	510	0.30 µg/L		0.30	13.9	1 ppb	Berl., 1976	1.2b.3a
	Niagara-on-the-Lake	1979	19	0.001 mg/L		1.0		0.001 mg/L	EC, 1981	5
	Niagara-on-the-Lake	1980	41	0.001 mg/L		1.0		0.001 mg/L	EC, 1981	5
	Canada		3067		0ED-61 µg/L		0.1	10 µg/L	Groupe de travail sur..., 1987	6
	Ontario	1986	673		0ED-10.0 µg/L		24.5	0.3 µg/L	MEEO, 1987	6
Arsenic	Centre du Canada	1980-1983	620		0ED-2 µg/L		0.2	1.0 µg/L	Groupe de travail sur..., 1987	6
	Ontario	1986	595		0ED-0.053 µg/L		1.2	0.001 µg/L	MEEO, 1987	6
Sélénium	Centre du Canada Ontario	1980-1981 1986	139 595		0.1-4.0 µg/L 0ED-0.001 mg/L		0.2	0.1 µg/L 0.001 mg/L	Groupe de travail sur..., 1987 MEEO, 1987	6 6

1. Représente le nombre total de municipalités testées au Canada, tous les degrés de dureté
2. Dureté total de l'eau exprimée en ppm de carbonate de calcium.
2a. Moins de 30 ppm.
2b. Plus de 150 ppm.
3. Technique d'analyse employée
3a. Absorption atomique.
3b. Absorption neutronique.
4. Dans la plupart des cas, on a choisi les valeurs correspondant à l'eau du robinet que l'on avait fait couler pendant un certain temps. Lorsque ces valeurs ne pouvaient être obtenues, on a choisi les valeurs correspondant à l'eau traitée ou à l'eau brute
5. La valeur médiane ou l'intervalle sont égaux ou inférieurs au seuil de détection.
6. L'expression «centre du Canada» désigne l'Ontario et le Québec

VOIES D'EXPOSITION DES HUMAINS AUX PRODUITS CHIMIQUES TOXIQUES : L'AIR

Tableau 2.3a Concentrations résiduelles de cadmium, de nickel et de chrome dans l'air ambiant

Produit chimique	Provenance des échantillons	Année(s) de prélèvement	N	Moyenne (µg/m³)	ET	Intervalle (µg/m³)	Seuil de détection	Référence	Remarques
Cadmium	S. de l'Ontario	1986	2309	0,000-0,001		MAX. 0,023	0,0005 µg/m³	MDEO, 1988	2,3a,6,8,9
	O. de l'Ontario	1986	450	0 000-0,004		MAX. 0,074	0,0005 µg/m³	MDEO, 1988	2,3a,6,8,9
	C. de l'Ontario	1986	2153	0,000-0,003		MAX. 0,685	0,0005 µg/m³	MDEO, 1988	2,3a,6,8,9
	N. de l'Ontario	1986	519	0,000-0,001		MAX. 0,062	0,0005 µg/m³	MDEO, 1988	2,3a,6,8,9
	Windsor	1987	2	<0,003	0,023	<0,003-0,003	3,3 ng/m³	EC, 1988b	1,3c,5
Nickel	S. de l'Ontario	1986	2360	0,001-0,030		MAX. 0,960	0,005 µg/m³	MDEO, 1988	2,3a,6,8,9
	O. de l'Ontario	1986	451	0,002-0,004		MAX. 0,028	0,005 µg/m³	MDEO, 1988	2,3a,6,8,9
	C. de l'Ontario	1986	2153	0,001-0,005		MAX. 1,620	0,005 µg/m³	MDEO, 1988	2,3a,6,8,9
	N. de l'Ontario	1986	519	0,001-0,183		MAX. 2,290	0,005 µg/m³	MDEO, 1988	2,3a,6,8,9
	Windsor	1987	2	0,005	0,003	0,009-0,039	1,1 ng/m³	EC, 1988b	1,3c,5
Chrome	S. de l'Ontario	1986	2306	0,003-0,020		MAX. 0,086	0,005 µg/m³	MDEO, 1988	2,3a,6,7,8,9
	O. de l'Ontario	1986	451	0,005-0,006		MAX. 0,033	0,005 µg/m³	MDEO, 1988	2,3a,6,7,8,9
	C. de l'Ontario	1986	1925	0,003-0,010		MAX. 1,250	0,005 µg/m³	MDEO, 1988	2,3a,6,7,8,9
	N. de l'Ontario	1986	519	0,004-0,011		MAX. 0,035	0,005 µg/m³	MDEO, 1988	2,3a,6,7,8,9
	Windsor	1987	2	0,015	0,006	0,005-0,029	3,2 ng/m³	EC, 1988b	1,3c,5

Voir les notes à la fin du tableau 2.3 c.

Tableau 2.3b Concentrations résiduelles de plomb dans l'air ambiant

Provenance des échantillons	Année(s) de prélèvement	N	Moyenne (µg/m³)	ET	Intervalle (µg/m³)	Seuil de détection	Référence	Remarques
Ontario	1977	14	0,5			0,01 µg/m³	MDEO, 1988	1,2,3a,8
Ontario	1978	14	0,4			0,01 µg/m³	MDEO, 1988	1,2,3a,8
Ontario	1979	14	0,3			0,01 µg/m³	MDEO, 1988	1,2,3a,8
Ontario	1980	14	0,3			0,01 µg/m³	MDEO, 1988	1,2,3a,8
Ontario	1980	28	0,3		0,04-0,87	0,1 µg/m³	EC, 1981b	1,3b,3c,4,5
Ontario	1981	14	0,3			0,01 µg/m³	MDEO, 1988	1,2,3a,8
Ontario	1981	30	0,28		0,04-1,10	0,1 µg/m³	EC, 1982	1,3b,3c,4,5
Ontario	1982	14	0,2			0,01 µg/m³	MDEO, 1988	1,2,3a,8
Ontario	1982	33	0,22		0,04-0,66	0,1 µg/m³	EC, 1983	1,3b,3c,4,5
Ontario	1983	14	0,2			0,01 µg/m³	MDEO, 1988	1,2,3a,8
Ontario	1983	31	0,22		0,02-0,52	0,1 µg/m³	EC, 1984	1,3b,3c,4,5
Ontario	1984	14	0,2			0,01 µg/m³	MDEO, 1988	1,2,3a,8
Ontario	1984	27	0,25		0,01-0,55	0,1 µg/m³	EC, 1985	1,3b,3c,4,5
Ontario	1985	14	0,2			0,01 µg/m³	MDEO, 1988	1,2,3a,8
Ontario	1985	27	0,19		0,10-0,39	0,1 µg/m³	EC, 1986	1,3b,3c,4,5
Ontario	1986	14	0,2			0,01 µg/m³	MDEO, 1988	1,2,3a,8
Ontario	1986	22	0,13		0,02-0,34	0,1 µg/m³	EC, 1988a	1,3b,3c,4,5
Windsor	1987	2	0,077	0,023	0,041-0,139	0,8 ng/m³	EC, 1988b	1,3c,6

Voir les notes à la fin du tableau 2.3c.

Tableau 2.3c Concentrations résiduelles de cuivre dans l'air ambiant

Provenance des échantillons	Année(s) de prélèvement	N	Moyenne (µg/m³)	ET	Intervalle (µg/m³)	Seuil de détection	Références	Remarques
Ontario	1977	18	0,22			0,001 µg/m³	MDEO, 1988	1,2,3a,8,9
Ontario	1978	18	0,24			0,001 µg/m³	MDEO, 1988	1,2,3a,8,9
Ontario	1979	18	0,23			0,001 µg/m³	MDEO, 1988	1,2,3a,8,9
Ontario	1980	18	0,25			0,001 µg/m³	MDEO, 1988	1,2,3a,8,9
Ontario	1981	18	0,19			0,001 µg/m³	MDEO, 1988	1,2,3a,8,9
Ontario	1982	18	0,17			0,001 µg/m³	MDEO, 1988	1,2,3a,8,9
Ontario	1983	18	0,21			0,001 µg/m³	MDEO, 1988	1,2,3a,8,9
Ontario	1984	18	0,18			0,001 µg/m³	MDEO, 1988	1,2,3a,8,9
Ontario	1985	18	0,17			0,001 µg/m³	MDEO, 1988	1,2,3a,8,9
Ontario	1986	18	0,15			0,001 µg/m³	MDEO, 1988	1,2,3a,8,9
Windsor	1987	2	0,022	0,008	0,009-0,039	1,7 ng/m³	EC, 1988b	1,3a,6

1. Nombre total de stations d'échantillonnage utilisées; ne correspond pas nécessairement au nombre d'échantillons.
2. Les corrections apportées pour tenir compte du taux de récupération n'ont pas été spécifiées.
3. Technique d'analyse en laboratoire.
3a. Absorption atomique de flamme.
3b. Absorption atomique.
3c. Fluorescence X.
4. Cette valeur semble être un seuil de détection, mais elle est qualifiée de «limite de concentration minimale».
5. Rapport complet pour les taux de récupération indirects et effectifs. Aucune correction ne semble avoir été apportée.
6. Intervalle des moyennes géométriques.
7. Le ministère de l'Environnement emploie l'expression «seuil de déclaration» comme équivalent approximatif de «seuil de détection», et l'expression «limite de qualification» pour désigner une valeur variant du quintuple au décuple du seuil de détection. La valeur indiquée ici est le «seuil de déclaration».
8. On ne dispose que de la valeur maximale de l'intervalle.
9. La colonne intitulée «Moyenne» correspond à un intervalle de moyennes. Chaque station de contrôle a sa propre moyenne géométrique.

Tableau 2.3d Concentrations résiduelles de produits organiques dans l'air ambiant

Produit chimique	Provenance des échantillons	Année(s) de prélèv.	N	Moyenne	ET	Intervalle	Fréq. de détect. (en %)	Seuil de détection	Références	Remarques
HAP	Toronto	1984-1986	42	47,57 ng/m³	27,26	8,70-162,63 ng/m³		0,06 ng/m³	Dann, 1988	3a
HAP	Windsor	1987	16	72,81 ng/m³	54,94	MD-193,68 ng/m³	68,4	0,02-0,05 ng/m³	EC, 1988b	3a
CP	Windsor	1987	5	1,68 ng/m³	1,15	MD-3,11 ng/m³	60,0	0,02-0,05 ng/m³	EC, 1988b	3a
PCDD	Windsor	1987	32	2,06 pg/m³	0,41	MD-2,53 pg/m³	28,1	0,04-0,20 pg/m³	EC, 1988b	3a
PCDF	Windsor	1987	32	0,53 pg/m³	0,53	MD-1,03 pg/m³	34,4	0,04-0,20 pg/m³	EC, 1988b	
BPC	Grands Lacs	1966-1981		1,0 ng/m³		0,4-3,0 ng/m3			Eisenreich et al., 1981	1
BPC	Niagara Falls	1987		0,31 ng/m³		0,07-0,46 ng/m3		0,06-0,07 ng/m³	Neff et al., 1987	2,3a,4a
BPC	Niagara Falls	1987		0,35 ng/m³		0,15-0,46 ng/m³		0,06-0,07 ng/m³	Neff et al., 1987	2,3a,4b
BPC	Windsor	1987	5	1,11 ng/m³	0,78	MD-2,40 ng/m³	15,3	0,04-0,08 ng/m³	EC, 1988b	3a
BCB	Grands Lacs	1966-1981		0,2 ng/m³		0,1-0,3			Eisenreich et al.,1981	1
BCB	Windsor	1987	5	0,14 ng/m³	0,07	MD-0,24	60,0	0,02 ng/m³	EC, 1988b	3a
CB	Windsor	1987	5	2,71 ng/m³	1,75	MD-5,04	60,0	0,02 ng/m³	EC, 1988b	

1. Sommaire de la documentation existante au sujet de la qualité de l'air dans la région des Grands Lacs au Canada et aux États-Unis.
2. 2,4,5-trichlorobiphényle.
3. Techniques d'analyse.
3a. Chromatographie en phase gazeuse.
4. Deux points de prélèvement dans le cas de Niagara Falls (Ontario).
4a. Au-dessus des chutes.
4b. Dans la gorge du Niagara.

DONNÉES RELATIVES AUX TISSUS HUMAINS : LES TISSUS ADIPEUX

Tableau 3.1a Concentrations résiduelles de chlordane et de produits apparentés dans les tissus adipeux des humains (masse lipidique)

Provenance des échantillons	Produit	Année(s) de prélèvement	N	Moyenne déclarée	ET	Intervalle	Moyenne standard (ng/g)	Fréq. de détection (en %)	Seuil de détection	Références	Remarques
S.-o. de l'Ontario	Chlordane	1976-1977	125	0,04 mg/kg	0,06		40	76	5 µg/kg	Frank et al., 1988	6
S.-o. de l'Ontario	Chlordane	1978-1979	111	0,07 mg/kg	0,06		70	82,7	5 µg/kg	Frank et al., 1988	6
S.-o. de l'Ontario	Chlordane	1980-1981	125	0,02 mg/kg	0,03		20	86,8	5 µg/kg	Frank et al., 1988	6
S.-o. de l'Ontario	Chlordane	1983-1984	209	0,012 mg/kg	0,021		12	24,4	5 µg/kg	Frank et al., 1988	6
Cornwall	Oxychlordane	1984	21	32 ng/g	13	11-170	32	100	1,2 ng/g	Williams et al., 1988	1, 7
London	Oxychlordane	1984	37	56 ng/g	26	19-108	56	100	1,2 ng/g	Williams et al., 1988	1, 7
St. Catharines	Oxychlordane	1984	17	70 ng/g	53	31-237	70	100	1,2 ng/g	Williams et al., 1988	1, 7
Toronto	Oxychlordane	1984	7	45 ng/g	19	18-69	45	100	1,2 ng/g	Williams et al., 1988	1, 7
Welland	Oxychlordane	1984	23	43 ng/g	28	14-105	43	100	1,2 ng/g	Williams et al., 1988	1, 7
Windsor	Oxychlordane	1984	36	61 ng/g	35	7,7-143	61	100	1,2 ng/g	Williams et al., 1988	1, 7
Ontario	Oxychlordane	1984	141	53 ng/g	33	7,7-237	53	100	1,2 ng/g	Williams et al., 1988	1, 7
Alberta	Chlordane	1967-1968	51	ND			ND	0		Kadis et al., 1970	4, 7, 8

Voir les notes à la fin du tableau 3.1u.

Tableau 3.1b Concentrations résiduelles de chlordane et de produits apparentés dans les tissus adipeux des humains (masse humide)

Provenance des échantillons	Produit	Année(s) de prélèvement	N	Moyenne déclarée	ET	Intervalle	Moyenne stand. (ng/g)	Fréq. de détection (en %)	Seuil de détection	Références	Remarques
Ontario	Oxychlordane	1972	57	0,070 µg/g	0,063		70			Mes et al., 1977	7, 8
Ontario	Oxychlordane	1976	6	0,054 µg/g	0,017		54			Mes et al., 1982	7, 8
Kingston	Oxychlordane	1979-1981	91	42 ng/g	18	10-120	42	100	10 ng/g	Williams et al., 1984	1, 7
Kingston	α-chlordane	1979-1981	91	ND			ND	0	10 ng/g	LeBel et Williams, 1986	1, 7, 18
Ottawa	Oxychlordane	1980-1981	84	39 ng/g	16	10-110	39	100	10 ng/g	Williams et al., 1984	1, 7
Ottawa	α-chlordane	1980-1981	84	ND			ND	0	10 ng/g	LeBel et Williams, 1986	1, 7, 18
Canada	Oxychlordane	1972	168	0,055 µg/g	0,047	0,003-0,336	55	97		Mes et al., 1977	7, 8
Canada	Oxychlordane	1976	99	0,055 µg/g	0,026	0,005-0,186	55	100		Mes et al., 1982	7, 8

Voir les notes à la fin du tableau 3.1u.

Tableau 3.1c Concentrations résiduelles de dieldrine dans les tissus adipeux des humains (masse lipidique)

Provenance des échantillons	Année(s) de prélèv.	N	Moyenne déclarée	ET	Intervalle	Moyenne stand. (ng/g)	Fréq. de détection (en %)	Seuil de détect.	Références	Remarques
S. de l'Ontario	1969	3	0,09 ppm		0,06-0,11	90			Holdrinet et al., 1977	6
Ontario	1969	5	0,13 ppm		0,09-0,31	130			Holdrinet et al., 1977	3, 6
S. de l'Ontario	1970	29	0,20 ppm		0,03-0,56	200			Holdrinet et al., 1977	6
S. de l'Ontario	1971	97	0,16 ppm		ND-0,88	160			Holdrinet et al., 1977	6
S. de l'Ontario	1972	126	0,10 ppm		ND-0,43	100			Holdrinet et al., 1977	6
Ontario	1972	59	0,11 ppm		0,01-0,44	110			Holdrinet et al., 1977	3, 6
S. de l'Ontario	1973	38	0,17 ppm		0,03-1,30	170			Holdrinet et al., 1977	6
Ontario	1973	63	0,07 ppm		traces-0,26	70			Holdrinet et al., 1977	3, 6
S. de l'Ontario	1974	28	0,07 ppm		ND-0,16	70			Holdrinet et al., 1977	6
S.-o. de l'Ontario	1976-1977	125	0,04 mg/kg	0,05		40	84,8	5 µg/kg	Frank et al., 1988	6
S.-o. de l'Ontario	1978-1979	111	0,01 mg/kg	0,09		10	97,2	5 µg/kg	Frank et al., 1988	6
S.-o. de l'Ontario	1980-1981	125	0,11 mg/kg	0,13		110	100	5 µg/kg	Frank et al., 1988	6
S.-o. de l'Ontario	1983-1984	209	0,029 mg/kg	0,042		29	94,1	5 µg/kg	Frank et al., 1988	6
Cornwall	1984	21	19 ng/g	12	ND-51	19	96	0,9 ng/g	Williams et al., 1988	1, 7
London	1984	37	63 ng/g	42	6,5-151	63	100	0,9 ng/g	Williams et al., 1988	1, 7
St. Catharines	1984	17	54 ng/g	50	3,8-201	54	100	0,9 ng/g	Williams et al., 1988	1, 7
Toronto	1984	7	32 ng/g	23	15-79	32	100	0,9 ng/g	Williams et al., 1988	1, 7
Welland	1984	23	33 ng/g	23	7,3-84	33	100	0,9 ng/g	Williams et al., 1988	1, 7
Windsor	1984	36	54 ng/g	47	7,2-235	54	100	0,9 ng/g	Williams et al., 1988	1, 7
Ontario	1984	141	47 ng/g	41	ND-235	47	99	0,9 ng/g	Williams et al., 1988	1, 7
Alberta	1967-1968	51	0,12 ppm	0,03	<0,002-0,83	120			Kadis et al., 1970	4, 7, 8

Voir les notes à la fin du tableau 3.1u.

Tableau 3.1d Concentrations résiduelles de dieldrine et d'aldrine dans les tissus adipeux des humains (masse humide)

Provenance des échantillons	Produit	Année(s) du prélèvement	N	Moyenne déclarée	ET	Intervalle	Moyenne stand. (ng/g)	Fréq. de détection (en %)	Seuil de détection	Références	Remarques
Toronto	Dieldrine	1966	47	0,22 ppm	0,12	0,07-0,53	220	74	0,5 ug	Brown, 1967	2, 7
Toronto	Aldrine	1966	47	0,03 ppm	0,02	0,01-0,14	30	85	0,5 ug	Brown, 1967	2, 7
Ottawa	Dieldrine	1969	40	0,083 mg/kg	0,050	0,02-0,24	83			Ritchey et al., 1973	6, 8
Toronto	Dieldrine	1969	50	0,162 mg/kg	0,093	0,02-0,46	162			Ritchey et al., 1973	6, 8
Ontario	Dieldrine	1972	57	0,085 µg/g	0,062		85	100		Mes et al., 1977	7, 8
Ontario	Dieldrine	1976	6	0,049 µg/g	0,026		49			Mes et al., 1982	7, 8
Kingston	Dieldrine	1979-1981	91	36 ng/g	28	MD-120	36	88	10 ng/g	Williams et al, 1984	1, 7
Ottawa	Dieldrine	1980-1981	84	43 ng/g	28	MD-130	43	95	10 ng/g	Williams et al, 1984	1, 7
Canada	Dieldrine	1969	221	0,122 mg/kg	0,075	0,02-0,46	122			Ritchey et al., 1973	6, 8
Canada	Dieldrine	1972	168	0,069 µg/g	0,055	0,001-0,353	69	100		Mes et al., 1982	7, 8
Canada	Dieldrine	1976	99	0,049 µg/g	0,030	0,003-0,21	49	100		Mes et al., 1982	7, 8

Voir les notes à la fin du tableau 3.1u.

Tableau 3.1e Concentrations résiduelles de DDT et de produits apparentés dans les tissus adipeux des humains (masse lipidique)

Provenance des échantillons	Produit	Année(s) de prélèvement	N	Moyenne déclarée	ET	Intervalle	Moyenne standard (ng/g)	Fréq. de détection (en %)	Seuil de détection	Références	Remarques
S. de l'Ontario	DDT total	1969	3	7,10 ppm		2,57-11,9	7,10			Boldrinet et al., 1977	6, 14
Ontario	DDT total	1969	5	5,16 ppm		1,40-12,3	5,16			Boldrinet et al., 1977	3, 9, 14
S. de l'Ontario	DDT total	1970	28	8,06 ppm		1,32-29,6	8,06			Boldrinet et al., 1977	6, 14
S. de l'Ontario	DDT total	1971	97	6,69 ppm		0,50-28,5	6,69			Boldrinet et al., 1977	6, 14
S. de l'Ontario	DDT total	1972	126	5,56 ppm		0,81-18,8	5,56			Boldrinet et al., 1977	6, 14
Ontario	DDT total	1972	39	4,36 ppm		0,49-15,5	4,36			Boldrinet et al., 1977	3, 6, 14
S. de l'Ontario	DDT total	1973	38	3,94 ppm		0,46-10,1	3,94			Boldrinet et al., 1977	6, 14
Ontario	DDT total	1973	63	3,80 ppm		0,68-13,4	3,80			Boldrinet et al., 1977	3, 6, 14
S. de l'Ontario	DDT total	1974	28	3,12 ppm		0,47-7,59	3,12			Boldrinet et al., 1977	6, 14
S.-o. de l'Ontario	DDT total	1976-1977	125	5,13 ng/kg	5,5		5,13	100	5 µg/kg	Frank et al., 1988	6
S.-o. de l'Ontario	DDT total	1978-1979	111	6,30 ng/kg	5,6		6,30	100	5 µg/kg	Frank et al., 1988	6
S.-o. de l'Ontario	DDT total	1980-1981	125	4,60 ng/kg	4,7		4,60	100	5 µg/kg	Frank et al., 1988	6
S.-o. de l'Ontario	DDT total	1983-1984	209	2,63 ng/kg	4,8		2,63	100	5 µg/kg	Frank et al., 1988	6
Cornwall	p,p'-DDT	1984	21	70 ng/g	56	13-234	0,070	100	1,7 ng/g	Williams et al., 1988	1, 7
Cornwall	p,p'-DDE	1984	21	2163 ng/g	2031	466-8069	2,163	100	1,2 ng/g	Williams et al., 1988	1, 7
Cornwall	p,p'-DDD/o,p'-DDT	1984	21	4,3 ng/g	2,3	ND-11	0,004	62	4,0 ng/g	Williams et al., 1988	1, 7
London	p,p'-DDT	1984	37	61 ng/g	55	6,6-218	0,061	100	1,7 ng/g	Williams et al., 1988	1, 7
London	p,p'-DDE	1984	37	3101 ng/g	1970	366-7217	3,101	100	1,2 ng/g	Williams et al., 1988	1, 7
London	p,p'-DDD/o,p'-DDT	1984	37	5,9 ng/g	6,2	ND-36	0,006	97	4,0 ng/g	Williams et al., 1988	1, 7
St. Catharines	p,p'-DDT	1984	17	90 ng/g	99	7,6-369	0,090	100	1,7 ng/g	Williams et al., 1988	1, 7
St. Catharines	p,p'-DDE	1984	17	4355 ng/g	2784	453-10 326	4,355	100	1,2 ng/g	Williams et al., 1988	1, 7
St. Catharines	p,p'-DDD/o,p'-DDT	1984	17	4,1 ng/g	4,8	ND-20	0,004	29	4,0 ng/g	Williams et al., 1988	1, 7
Toronto	p,p'-DDT	1984	7	67 ng/g	46	27-148	0,067	100	1,7 ng/g	Williams et al., 1988	1, 7
Toronto	p,p'-DDE	1984	7	1972 ng/g	1404	809-4412	1,972	100	1,2 ng/g	Williams et al., 1988	1, 7
Toronto	p,p'-DDD/o,p'-DDT	1984	7	5,5 ng/g	2,5	ND-9,7	0,006	86	4,0 ng/g	Williams et al., 1988	1, 7
Welland	p,p'-DDT	1984	23	108 ng/g	97	17-332	0,108	100	1,7 ng/g	Williams et al., 1988	1, 7
Welland	p,p'-DDE	1984	23	3411 ng/g	2633	245-11 161	3,411	100	1,2 ng/g	Williams et al., 1988	1, 7
Welland	p,p'-DDD/o,p'-DDT	1984	23	3,8 ng/g	2,3	ND-9	0,004	52	4,0 ng/g	Williams et al., 1988	1, 7
Windsor	p,p'-DDT	1984	36	101 ng/g	91	8,5-343	0,101	100	1,7 ng/g	Williams et al., 1988	1, 7
Windsor	p,p'-DDE	1984	36	3758 ng/g	3239	138-12 167	3,758	100	1,2 ng/g	Williams et al., 1988	1, 7
Windsor	p,p'-DDD/o,p'-DDT	1984	36	7,6 ng/g	6,6	ND-30	0,008	78	4,0 ng/g	Williams et al., 1988	1, 7
Ontario	p,p'-DDT	1984	141	84 ng/g	80	7-369	0,084	100	1,7 ng/g	Williams et al., 1988	1, 7
Ontario	p,p'-DDE	1984	141	3237 ng/g	2602	138-12 167	3,237	100	1,2 ng/g	Williams et al., 1988	1, 7
Ontario	p,p'-DDD/o,p'-DDT	1984	141	5,5 ng/g	5,2	ND-36	0,0055	71	4,0 ng/g	Williams et al., 1988	1, 7
Alberta	p,p'-DDT	1967-1968	51	1,56 ppm	0,19	0,19-7,28	1,56			Kadis et al., 1970	4, 7, 8
Alberta	p,p'-DDE	1967-1968	51	4,16 ppm	0,44	0,04-11,51	4,16			Kadis et al., 1970	4, 7, 8
Alberta	p,p'-DDD	1967-1968	51	0,15 ppm	0,02	<0,002-0,91	0,15			Kadis et al., 1970	4, 7, 8

Voir les notes à la fin du tableau 3.1u.

Table 3.1f Concentrations résiduelles de DDT et de produits apparentés dans les tissus adipeux des humains (masse humide)

Provenance des échantillons	Produit	Année(s) de prélèv.	N	Moyenne déclarée	ET	Intervalle	Moyenne calcul. (ng/g)	Fréq. de détect. (en %)	Seuil de détect.	Références	Remarques
Toronto	p,p'-DDT	1966	47	1,09 ppm	0,49	0,28-2,65	1,09	100	0,1 ug	Brown, 1967	2, 7
Toronto	p,p'-DDE	1966	47	2,66 ppm	1,32	0,6-6,8	2,66	100	0,5 ug	Brown, 1967	2, 7
Toronto	DDD	1966	47	0,3 ppm	0,19	0,01-0,90	0,3	57		Brown, 1967	2, 7
Ottawa	p,p'-DDT	1969	40	0,902 mg/kg	0,647	0,09-2,93	0,902			Ritcey et al., 1973	6, 8
Ottawa	p,p'-DDE	1969	40	3,228 mg/kg	2,680	0,09-11,00	3,228			Ritcey et al., 1973	6, 8
Ottawa	o,p'-DDT	1969	40	0,039 mg/kg	0,060	<0,01-0,21	0,039			Ritcey et al., 1973	6, 8
Ottawa	p,p'-TDE	1969	40	0,046 mg/kg	0,026	<0,01-0,12	0,046			Ritcey et al., 1973	6, 8
Ottawa	DDT total	1969	40	4,197 mg/kg	3,175	0,18-12,32	4,197			Ritcey et al., 1973	6, 8
Toronto	p,p'-DDT	1969	50	1,246 mg/kg	0,823	0,13-4,00	1,246			Ritcey et al., 1973	6, 8
Toronto	p,p'-DDE	1969	50	3,977 mg/kg	2,895	0,11-16,66	3,977			Ritcey et al., 1973	6, 8
Toronto	o,p'-DDT	1969	50	0,047 mg/kg	0,049	<0,01-0,30	0,047			Ritcey et al., 1973	6, 8
Toronto	p,p'-TDE	1969	50	0,067 mg/kg	0,060	<0,01-0,23	0,067			Ritcey et al., 1973	6, 8
Toronto	DDT total	1969	50	5,330 mg/kg	3,583	0,32-18,71	5,330			Ritcey et al., 1973	6, 8
Ontario	p,p'-DDT	1972	57	0,372 µg/g	0,256		0,372	100		Mes et al., 1977	7, 8
Ontario	p,p'-DDE	1972	57	2,008 µg/g	2,027		2,008	100		Mes et al., 1977	7, 8
Ontario	o,p'-DDT	1972	57	0,032 µg/g	0,035		0,032			Mes et al., 1977	7, 8
Ontario	p,p'-TDE	1972	57	0,010 µg/g	0,056		0,010			Mes et al., 1977	7, 8
Ontario	p,p'-DDT	1976	6	0,225 µg/g	0,166		0,225			Mes et al., 1982	7, 8
Ontario	p,p'-DDE	1976	6	1,53 µg/g	1,215		1,53			Mes et al., 1982	7, 8
Ontario	o,p'-DDT	1976	6	0,034 µg/g	0,041		0,034			Mes et al., 1982	7, 8
Kingston	p,p'-DDT	1979-1981	91	159 ng/g	156	MD-740	0,159	89	10 ng/g	Williams et al., 1984	1, 7
Kingston	p,p'-DDE	1979-1981	91	3256 ng/g	2856	10-17 100	3,256	100	10 ng/g	Williams et al., 1984	1, 7
Kingston	p,p'-DDD	1979-1981	91	14 ng/g	11	MD-80	0,014	67	10 ng/g	Williams et al., 1984	1, 7, 16
Ottawa	p,p'-DDT	1980-1981	84	128 ng/g	107	MD-740	0,128	98	10 ng/g	Williams et al., 1984	1, 7
Ottawa	p,p'-DDE	1980-1981	84	2557 ng/g	2013	80-10 200	2,557	100	10 ng/g	Williams et al., 1984	1, 7
Ottawa	p,p'-DDD	1980-1981	84	9 ng/g	9	MD-60	0,009	37	10 ng/g	Williams et al., 1984	1, 7, 16
Canada	p,p'-DDT	1969	221	1,017 mg/kg	0,708	0,09-4,20	1,017			Ritcey et al., 1973	6, 8
Canada	p,p'-DDE	1969	221	3,430 mg/kg	2,222	0,09-16,86	3,430			Ritcey et al., 1973	6, 8
Canada	o,p'-DDT	1969	221	0,049 mg/kg	0,042	<0,01-0,30	0,049			Ritcey et al., 1973	6, 8
Canada	p,p'-TDE	1969	221	0,064 mg/kg	0,064	<0,01-0,60	0,064			Ritcey et al., 1973	6, 8
Canada	DDT total	1969	221	4,543 mg/kg	2,732	0,18-16,71	4,543			Ritcey et al., 1973	6, 8
Canada	p,p-DDT	1972	168	0,439 µg/g	0,332	0,018-2,05	0,439	100		Mes et al., 1977	7, 8
Canada	p,p'-DDE	1972	168	2,095 µg/g	1,697	0,054-15,55	2,095	100		Mes et al., 1977	7, 8
Canada	o,p'-DDT	1972	168	0,031 µg/g	0,036	0,001-0,229	0,031	63		Mes et al., 1977	7, 8
Canada	p,p'-TDE	1972	168	0,006 µg/g	0,036	0,002-0,402	0,006	26		Mes et al., 1977	7, 8
Canada	p,p'-DDT	1976	99	0,311 µg/g	0,493	0,016-3,998	0,311	100		Mes et al., 1982	7, 8
Canada	p,p'-DDE	1976	99	1,721 µg/g	1,390	0,034-7,819	1,721	100		Mes et al., 1982	7, 8
Canada	o,p'-DDT	1976	99	0,032 µg/g	0,058	0,005-0,578	0,032	96		Mes et al., 1982	7, 8

Voir les notes à la fin du tableau 3.1u.

Tableau 3.1g Concentrations résiduelles d'hexachlorobenzène dans les tissus adipeux des humains (masse lipidique)

Provenance des échantillons	Année(s) de prélèv.	N	Moyenne déclarée	ET	Intervalle	Moyenne stand. (ng/g)	Fréq. de détect. (en %)	Seuil de détect.	Références	Remarques
Ontario	1971-1972	33	0,09 ppm		ND-0,50	90			Holdrinet et al., 1977	6, 8
Ontario	1973-1974	76	0,12 ppm		ND-0,43	120			Holdrinet et al., 1977	6, 8
S.-o. de l'Ont.	1976-1977	125	0,03 mg/kg	0,02		30	93,1	5 µg/kg	Frank et al., 1988	6, 8
S.-o. de l'Ont.	1978-1979	111	0,03 mg/kg	0,03		30	93,1	5 µg/kg	Frank et al., 1988	6, 8
S.-o. de l'Ont.	1980-1981	125	0,02 mg/kg	0,02		20	92,8	5 µg/kg	Frank et al., 1988	6, 8
S.-o. de l'Ont.	1983-1984	209	0,01 mg/kg	0,01		10	91,9	5 µg/kg	Frank et al., 1988	6, 8
Cornwall	1984	21	71 ng/g	36	26-178	71	100	1,4 ng/g	Williams et al., 1988	1, 7
London	1984	37	89 ng/g	51	25-244	89	100	1,4 ng/g	Williams et al., 1988	1, 7
St. Catharines	1984	17	114 ng/g	85	39-373	114	100	1,4 ng/g	Williams et al., 1988	1, 7
Toronto	1984	7	58 ng/g	30	28-102	58	100	1,4 ng/g	Williams et al., 1988	1, 7
Welland	1984	23	84 ng/g	64	18-258	84	100	1,4 ng/g	Williams et al., 1988	1, 7
Windsor	1984	36	80 ng/g	50	19-238	80	100	1,4 ng/g	Williams et al., 1988	1, 7
Ontario	1984	141	84 ng/g	56	18-373	84	100	1,4 ng/g	Williams et al., 1988	1, 7

Voir les notes à la fin du tableau 3.1u.

Tableau 3.1h Concentrations résiduelles d'hexachlorobenzène dans les tissus adipeux des humains (masse humide)

Provenance des échantill.	Année(s) de prélèv.	N	Moyenne déclarée	ET	Intervalle	Moyenne stand. (ng/g)	Fréq. de détect. (en %)	Seuil de détect.	Références	Remarques
Ontario	1972	57	0,060 µg/g	0,075		60	100		Mes et al., 1977	7, 8
Ontario	1976	6	0,082 µg/g	0,048		82	100		Mes et al., 1982	7, 8
Kingston	1979-1981	91	106 ng/g	70	10-458	106	100	10 ng/g	Williams et al., 1984	1, 7
Ottawa	1980-1981	84	78 ng/g	52	17-315	78	100	10 ng/g	Williams et al., 1984	1, 7
Canada	1972	168	0,062 µg/g	0,155	0,001-0,520	62	100		Mes et al., 1977	7, 8
Canada	1976	99	0,095 µg/g	0,103	0,010-0,667	95	100		Mes et al., 1982	7, 8

Voir les notes à la fin du tableau 3.1u.

Tableau 3.1l Concentrations résiduelles des isomères d'hexachlorocyclohexane dans les tissus adipeux des humains (masse lipidique)

Provenance des échantillons	Isomère	Année(s) de prélèv.	N	Moyenne déclarée	ET	Intervalle	Moyenne stand. (ng/g)	Fréq. de détect. (en %)	Seuil de détect.	Références	Remarques
S.-O. de l'Ont.	α- et β-HCH	1976-1977	125	ND			ND	0	5 µg/kg	Frank et al., 1988	6
S.-O. de l'Ont.	γ-HCH	1976-1977	125	ND			ND	0	5 µg/kg	Frank et al., 1988	6
S.-O. de l'Ont.	α- et β-HCH	1976-1984	13	ND			ND	0	5 µg/kg	Frank et al., 1988	6, 17
S.-O. de l'Ont.	γ-HCH	1976-1984	13	ND			ND	0	5 µg/kg	Frank et al., 1988	6, 17
S.-O. de l'Ont.	α- et β-HCH	1978-1979	111	ND			ND	0	5 µg/kg	Frank et al., 1988	6
S.-O. de l'Ont.	γ-HCH	1978-1979	111	ND			ND	0	5 µg/kg	Frank et al., 1988	6
S.-O. de l'Ont.	α- et β-HCH	1980-1981	125	0,02 mg/kg	0,02		20	14,4	5 µg/kg	Frank et al., 1988	6
S.-O. de l'Ont.	γ-HCH	1980-1981	125	ND			ND	0	5 µg/kg	Frank et al., 1988	6
S.-O. de l'Ont.	α- et β-HCH	1983-1984	209	0,006 mg/kg	0,006		6	20,1	5 µg/kg	Frank et al., 1988	6
S.-O. de l'Ont.	γ-HCH	1983-1984	209	ND			ND	0	5 µg/kg	Frank et al., 1988	6
Cornwall	α-HCH	1984	21	NC			NC	83	1,2 ng/g	Williams et al., 1988	1, 5, 7
Cornwall	β-HCH	1984	21	51 ng/g	40	16-214	51	100	3,0 ng/g	Williams et al., 1988	1, 7
Cornwall	γ-HCH	1984	21	NC			NC	8	1,4 ng/g	Williams et al., 1988	1, 7
London	α-HCH	1984	37	NC			NC	97	1,2 ng/g	Williams et al., 1988	1, 5, 7
London	β-HCH	1984	37	112 ng/g	93	19-430	112	100	3,0 ng/g	Williams et al., 1988	1, 7
London	γ-HCH	1984	37	NC			NC	19	1,4 ng/g	Williams et al., 1988	1, 7
St. Catharines	α-HCH	1984	17	NC			NC	94	1,2 ng/g	Williams et al., 1988	1, 5, 7
St. Catharines	β-HCH	1984	17	107 ng/g	91	27-366	107	100	3,0 ng/g	Williams et al., 1988	1, 7
St. Catharines	γ-HCH	1984	17	NC			NC	6	1,4 ng/g	Williams et al., 1988	1, 7
Toronto	α-HCH	1984	7	NC			NC	86	1,2 ng/g	Williams et al., 1988	1, 5, 7
Toronto	β-HCH	1984	7	69 ng/g	48	29-148	69	100	3,0 ng/g	Williams et al., 1988	1, 7
Toronto	γ-HCH	1984	7	ND			ND	0	1,4 ng/g	Williams et al., 1988	1, 7
Welland	α-HCH	1984	23	NC			NC	83	1,2 ng/g	Williams et al., 1988	1, 5, 7
Welland	β-HCH	1984	23	76 ng/g	106	16-530	76	100	3,0 ng/g	Williams et al., 1988	1, 7
Welland	γ-HCH	1984	23	NC			NC	17	1,4 ng/g	Williams et al., 1988	1, 7
Windsor	α-HCH	1984	36	NC			NC	67	1,2 ng/g	Williams et al., 1988	1, 5, 7
Windsor	β-HCH	1984	36	74 ng/g	61	14-270	74	100	3,0 ng/g	Williams et al., 1988	1, 7
Windsor	γ-HCH	1984	36	NC			NC	3	1,4 ng/g	Williams et al., 1988	1, 7
Ontario	β-HCH	1984	141	84 ng/g	82	14-530	84	100	3,0 ng/g	Williams et al., 1988	1
Alberta	α-HCH	1967-1968	35	1,07 ppm		<0,001-3,76	1,070			Kadis et al., 1970	6, 7, 8

Voir les notes à la fin du tableau 3.1u.

Tableau 3.1j Concentrations résiduelles des isomères d'hexachlorocyclohexane dans les tissus adipeux des humains (masse humide)

Provenance des échantill.	Isomère	Année(s) de prélèv.	N	Moyenne déclarée	ET	Intervalle	Moyenne stand. (ng/g)	Fréq. de détect. (en %)	Seuil de détect.	Références	Remarques
Toronto	γ-HCH	1966	47	0,07 ppm	0,04	0,01-0,18	70	89	0,5 ug	Brown, 1967	2, 7
Ottawa	γ-HCH	1969	40	0,011 mg/kg	0,007	<0,01-0,03	11			Ritcey et al., 1973	6, 8
Toronto	γ-HCH	1969	50	0,020 mg/kg	0,019	<0,01-0,09	20			Ritcey et al., 1973	6, 8
Ontario	α-HCH	1972	57	0,004 µg/g	0,005		4			Mes et al., 1977	7, 8
Ontario	β-HCH	1972	57	0,075 µg/g	0,227		75			Mes et al., 1977	7, 8
Ontario	γ-HCH	1972	57	0,009 µg/g	0,019		9			Mes et al., 1977	7, 8
Ontario	α-HCH	1976	6	0,004 µg/g	0,000		4			Mes et al., 1982	7, 8
Ontario	β-HCH	1976	6	0,179 µg/g	0,318		179			Mes et al., 1982	7, 8
Ontario	γ-HCH	1976	6	0,001 µg/g	0,000		1			Mes et al., 1982	7, 8
Kingston	α-HCH	1979-81	91	NC			NC	4	10 ng/g	Williams et al., 1984	1, 5, 7, 16
Kingston	β-HCH	1979-81	91	136 ng/g	474	ND-3430	136	99	10 ng/g	Williams et al., 1984	1, 7
Kingston	γ-HCH	1979-81	91	ND			ND	0	10 ng/g	Williams et al, 1984	1, 7
Ottawa	α-HCH	1980-81	84	NC			NC	1	10 ng/g	Williams et al., 1984	1, 5, 7, 16
Ottawa	β-HCH	1980-81	84	65 ng/g	85	10-680	65	100	10 ng/g	Williams et al., 1984	1, 7
Ottawa	γ-HCH	1980-81	84	ND			ND	0	10 ng/g	Williams et al., 1984	1, 7
Canada	γ-HCH	1969	221	0,015 mg/kg	0,017	<0,01-0,17	15			Ritcey et al., 1973	6, 8
Canada	α-HCH	1972	168	0,004 µg/g	0,005	0,001-0,036	4	88		Mes et al., 1977	7, 8
Canada	β-HCH	1972	168	0,054 µg/g	0,144	0,001-1,790	54	88		Mes et al., 1977	7, 8
Canada	γ-HCH	1972	168	0,007 µg/g	0,014	0,001-0,136	7	78		Mes et al., 1977	7, 8
Canada	α-HCH	1976	99	0,004 µg/g	0,000	0,001-0,043	4	97		Mes et al., 1982	7, 8
Canada	β-HCH	1976	99	0,151 µg/g	0,459	0,016-4,413	151	100		Mes et al., 1982	7, 8
Canada	γ-HCH	1976	99	0,003 µg/g	0,000	0,001-0,030	3	90		Mes et al., 1982	7, 8

Voir les notes à la fin du tableau 3.1u.

Tableau 3.1k Concentrations résiduelles d'époxyheptachlore dans les tissus adipeux des humains (masse lipidique)

Provenance des échantillons	Année(s) de prélèv.	N	Moyenne déclarée	ET	Intervalle	Moyenne stand. (ng/g)	Fréq. de détect. (en %)	Seuil de détect.	Références	Remarques
S.-o. de l'Ont.	1976-1977	125	0,05 mg/kg	0,04		50	89,6	5 µg/kg	Frank et al., 1988	6
S.-o. de l'Ont.	1978-1979	111	0,06 mg/kg	0,04		60	93,6	5 µg/kg	Frank et al., 1988	6
S.-o. de l'Ont.	1980-1981	125	0,08 mg/kg	0,06		80	100	5 µg/kg	Frank et al., 1988	6
S.-o. de l'Ont.	1983-1984	209	0,083 mg/kg	0,06		83	96,2	5 µg/kg	Frank et al., 1988	6
Cornwall	1984	21	16 ng/g	10	3,3-39	16	100	1,1 ng/g	Williams et al., 1988	1, 7
London	1984	37	44 ng/g	28	6,9-109	44	100	1,1 ng/g	Williams et al., 1988	1, 7
St. Catharines	1984	17	42 ng/g	38	4,9-150	42	100	1,1 ng/g	Williams et al., 1988	1, 7
Toronto	1984	7	24 ng/g	11	12-41	24	100	1,1 ng/g	Williams et al., 1988	1, 7
Welland	1984	23	24 ng/g	18	2-84	24	100	1,1 ng/g	Williams et al., 1988	1, 7
Windsor	1984	36	35 ng/g	27	6,5-103	35	100	1,1 ng/g	Williams et al., 1988	1, 7
Ontario	1984	141	33 ng/g	27	2-150	33	100	1,1 ng/g	Williams et al., 1988	1, 7
Alberta	1967-1968	51	0,14 ppm	0,05	<0,001-1,50	140			Kadis et al., 1970	4, 7, 8

Voir les notes à la fin du tableau 3.1u.

Tableau 3.1l Concentrations résiduelles d'époxyheptachlore dans les tissus adipeux des humains (masse humide)

Provenance des échantill.	Année(s) de prélèv.	N	Moyenne déclarée	ET	Intervalle	Moyenne stand. (ng/g)	Fréq. de détect. (en %)	Seuil de détect.	Références	Remarques
Toronto	1966	47	0,14 ppm	0,09	0,01-0,40	140	47	0,5 ug	Brown, 1967	2, 7
Ottawa	1969	40	0,026 mg/kg	0,022	<0,01-0,12	26			Ritcey et al., 1973	6, 8
Toronto	1969	50	0,035 mg/kg	0,027	<0,01-0,13	35			Ritcey et al., 1973	6, 8
Ontario	1972	57	0,046 µg/g	0,065		46	100		Mes et al., 1977	7, 8
Ontario	1976	6	0,052 µg/g	0,069		52			Mes et al., 1982	7, 8
Kingston	1979-1981	91	35 ng/g	20	10-110	35	86	10 ng/g	Williams et al., 1984	1, 7, 16
Ottawa	1980-1981	84	37 ng/g	21	10-130	37	95	10 ng/g	Williams et al., 1984	1, 7, 16
Canada	1969	221	0,040 mg/kg	0,036	<0,01-0,20	40			Ritcey et al., 1973	6, 8
Canada	1972	168	0,043 µg/g	0,043	0,003-0,477	43	100		Mes et al., 1977	7, 8
Canada	1976	99	0,037 µg/g	0,045	0,004-0,404	37	100		Mes et al., 1982	7, 8

Voir les notes à la fin du tableau 3.1u.

Tableau 3.1m Concentrations résiduelles de mirex dans les tissus adipeux des humains (masse lipidique)

Provenance des échantillons	Année(s) de prélèv.	N	Moyenne déclarée	ET	Intervalle	Moyenne stand. (ng/g)	Fréq. de détect. (en %)	Seuil de détect.	Références	Remarques
S.-O. de l'Ont.	1976-1977	125	<0,01 mg/kg			<10	32,8	5 µg/kg	Frank et al., 1988	6
S.-O. de l'Ont.	1978-1979	111	<0,01 mg/kg			<10	32,8	5 µg/kg	Frank et al., 1988	6
S.-O. de l'Ont.	1980-1981	125	0,04 mg/kg	0,09		40	64,8	5 µg/kg	Frank et al., 1988	6
S.-O. de l'Ont.	1983-1984	209	0,06 mg/kg	0,07		60	6,2	5 µg/kg	Frank et al., 1988	6
Cornwall	1984	21	11 ng/g	14	2,7-55	11	100	1,8 ng/g	Williams et al., 1988	1, 7, 15
London	1984	37	7,2 ng/g	7,6	ND-43	7,2	95	1,8 ng/g	Williams et al., 1988	1, 7
St. Catharines	1984	17	20 ng/g	18	ND-51	20	94	1,8 ng/g	Williams et al., 1988	1, 7
Toronto	1984	7	19 ng/g	35	3,5-98	19	100	1,8 ng/g	Williams et al., 1988	1, 7
Welland	1984	23	8,8 ng/g	7,4	ND-24	8,8	70	1,8 ng/g	Williams et al., 1988	1, 7
Windsor	1984	36	9,5 ng/g	6,3	ND-31	9,5	94	1,8 ng/g	Williams et al., 1988	1, 7
Ontario	1984	141	11 ng/g	13	ND-98	11	90	1,8 ng/g	Williams et al., 1988	1, 7

Voir les notes à la fin du tableau 3.1u.

Tableau 3.1n Concentrations résiduelles de mirex et de photomirex dans les tissus adipeux des humains (masse humide)

Provenance des échantillons	Produit	Année(s) de prélèv.	N	Moyenne déclarée	ET	Intervalle	Moyenne stand. (ng/g)	Fréq. de détect. (en %)	Seuil de détect.	Références	Remarques
Kingston	Mirex	1979-1980	91	27 ng/g	38	ND-190	27	72	10 ng/g	Williams et al., 1984	1, 7
Kingston	Photomirex	1979-1981	91	9 ng/g	11	ND-60	9	20	10 ng/g	Williams et al., 1984	1, 7
Ottawa	Mirex	1980-1981	84	11 ng/g	16	ND-120	11	38	10 ng/g	Williams et al., 1984	1, 7
Ottawa	Photomirex	1980-1981	84	6 ng/g	4	ND-30	6	2	10 ng/g	Williams et al., 1984	1, 7
Qc/N.-É./Î.-P.-É.	Mirex	1976	16	6 ppb		2-19	6			Mes et al., 1982	

Voir les notes à la fin du tableau 3.1u.

Tableau 3.1p Concentrations résiduelles de dioxines dans les tissus adipeux des humains (masse lipidique)

Provenance des échantill.	Congénères	Année(s) de prélèv.	N	Moyenne déclarée	Référence
Canada	2,3,7,8-TCDD	1976	46	7,1 pg/g	Ryan, 1986
Canada	1,2,3,7,8-PCDD	1976	46	11 pg/g	Ryan, 1986
Canada	1,2,3,6,7,8-HxCDD	1976	46	97 pg/g	Ryan, 1986
Canada	1,2,3,4,6,7,8-HpCDD	1976	46	151 pg/g	Ryan, 1986
Canada	1,2,3,4,6,7,8,9-OCDD	1976	46	951 pg/g	Ryan, 1986

Tableau 3.1q Concentrations résiduelles de dioxines dans les tissus adipeux des humains (masse humide)

Provenance des échantill.	Congénères	Année(s) de prélèv.	N	Moyenne déclarée	ET	Intervalle	Fréq. de détect. (en %)	Seuil de détect.	Références	Remarques
Ontario	2,3,7,8-TCDD	1976	6	6,1 ppt			83	2-4 ppt	Ryan et al., 1985a	2
Ontario	1,2,3,7,8-PeCDD	1976	6	6,1 ppt			100	2-4 ppt	Ryan et al., 1985a	2
Ontario	1,2,3,6,7,8-HxCDD	1976	6	40,3 ppt			100	2-4 ppt	Ryan et al., 1985a	2
Ontario	1,2,3,4,6,7,8-HpCDD	1976	6	116 ppt			100	2-4 ppt	Ryan et al., 1985a	2
Ontario	1,2,3,4,6,7,8,9-OCDD	1976	6	528 ppt			100	10 ppt	Ryan et al., 1985a	2
E. de l'Ont.	2,3,7,8-TCDD	1980	10	10,0 ppt	4,9	3,0-17,8	100	2-4 ppt	Ryan et al., 1985a	2
E. de l'Ont.	1,2,3,7,8-PCDD	1980	10	13,2 ppt	4,0	10,5-21,4	100	2-4 ppt	Ryan et al., 1985a	2
E. de l'Ont.	1,2,3,6,7,8-HxCDD	1980	10	90,5 ppt	38,9	50-177	100	2-4 ppt	Ryan et al., 1985a	2
E. de l'Ont.	1,2,3,4,6,7,8-HpCDD	1980	10	116 ppt	41,8	53-208	100	2-4 ppt	Ryan et al., 1985a	2
E. de l'Ont.	1,2,3,4,6,7,8,9-OCDD	1980	10	611 ppt	226	317-985	100	10 ppt	Ryan et al., 1985a	2
Canada	2,3,7,8-TCDD	1976	46	6,2 ppt	2,6	MD-12,7	46	2-4 ppt	Ryan et al., 1985a	2
Canada	1,2,3,7,8-PCDD	1976	46	10,4 ppt	5,8	1,5-34,5	100	2-4 ppt	Ryan et al., 1985a	2
Canada	1,2,3,6,7,8-HxCDD	1976	46	79,6 ppt	47,0	19,2-291	100	2-4 ppt	Ryan et al., 1985a	2
Canada	1,2,3,4,6,7,8-HpCDD	1976	46	137 ppt	79	34,4-520	100	2-4 ppt	Ryan et al., 1985a	2
Canada	1,2,3,4,6,7,8,9-OCDD	1976	46	796 ppt	458	202-2961	100	10 ppt	Ryan et al., 1985a	2

Voir les notes à la fin du tableau 3.1u.

Tableau 3.1r Concentrations résiduelles de furanes dans les tissus adipeux des humains (masse lipidique)

Provenance des échantill.	Congénères	Année de prélèv.	N	Moyenne déclarée	Référence
Canada	2,3,4,7,8-PCDF	1976	46	17 pg/g	Ryan, 1986
Canada	HxCDF	1976	46	14 pg/g	Ryan, 1986
Canada	1,2,3,4,6,7,8-HpCDF	1976	46	36 pg/g	Ryan, 1986

Voir les notes à la fin du tableau 3.1u.

Tableau 3.1s Concentrations résiduelles de furanes dans les tissus adipeux des humains (masse humide)

Provenance des échantill.	Congénères	Année(s) de prélèv.	N	Moyenne déclarée	SD	Intervalle	Fréq. de détect. (de %)	Seuil de détect.	Références	Remarques
Ontario	2,3,4,7,8-PeCDF	1976	6	10,4 ppt				2-4 ppt	Ryan et al., 1985a	2
Ontario	1,2,3,4,7,8 et 1,2,3,6,7,8-HxCDF	1976	6	12,7 ppt				2-4 ppt	Ryan et al., 1985a	2
Ontario	1,2,3,4,6,7,8-HpCDF	1976	6	28,0 ppt				2-4 ppt	Ryan et al., 1985a	2
E. de l'Ont.	2,3,4,7,8-PeCDF	1980	9	18,4 ppt	6,3	11,5-29,5	100	2-4 ppt	Ryan et al., 1985a	2
E. de l'Ont.	1,2,3,4,7,8- et 1,2,3,6,7,8-HxCDF	1980	9	17,3 ppt	6,9	13,6-28,8	89	2-4 ppt	Ryan et al., 1985a	2
E. de l'Ont.	1,2,3,4,6,7,8-HpCDF	1980	9	39,4 ppt	19,6	12,8-67	78	2-4 ppt	Ryan et al., 1985a	2
Canada	2,3,4,7,8-PCDF	1976	46	16,8 ppt	7,6	4,2-45,0	100	2-4 ppt	Ryan et al., 1985a	2
Canada	1,2,3,4,7,8- et 1,2,3,6,7,8-HxCDF	1976	46	17,3 ppt	10,9	MD-71,2	70	2-4 ppt	Ryan et al., 1985a	2
Canada	1,2,3,4,6,7,8-HpCDF	1976	46	32,7 ppt	15,9	MD-110	93	2-4 ppt	Ryan et al., 1985a	2

Voir les notes à la fin du tableau 3.1u.

Tableau 3.1t Concentrations résiduelles de BPC dans les tissus adipeux des humains (masse lipidique)

Provenance des échantillons	Année(s) de prélèv.	N	Moyenne déclarée	ET	Intervalle	Moyenne stand. (µg/g)	Fréq. de détect. (en %)	Seuil de détect.	Références	Remarques
S. de l'Ont.	1970	29	1,2 ppm		1,0–2,0	1,2			Holdrinet et al., 1977	6, 9, 10, 11
S. de l'Ont.	1971	97	1,7 ppm		ND–10,0	1,7			Holdrinet et al., 1977	6, 9, 10, 11
S. de l'Ont.	1972	126	3,2 ppm		0,6–18,0	3,2			Holdrinet et al., 1977	6, 9, 10, 11
Ontario	1972	59	2,5 ppm		0,7–7,3	2,5			Holdrinet et al., 1977	3, 6, 9, 10, 11
S. de l'Ont.	1973	38	2,4 ppm		0,8–7,2	2,4			Holdrinet et al., 1977	6, 9, 10, 11
Ontario	1973	63	2,59 ppm		0,6–11,0	2,59			Holdrinet et al., 1977	3, 6, 9, 10, 11
S. de l'Ont.	1974	28	1,6 ppm		0,8–2,8	1,6			Holdrinet et al., 1977	6, 9, 10, 11
S.-o. de l'Ont.	1976–1977	125	2,2 mg/kg	1,2		2,2	100	50 µg/g	Frank et al., 1988	6, 9, 10, 11
S.-o. de l'Ont.	1978–1979	111	2,3 mg/kg	2,0		2,3	100	50 µg/g	Frank et al., 1988	6, 9, 10, 11
S.-o. de l'Ont.	1980–1981	125	1,9 mg/kg	1,3		1,9	100	50 µg/g	Frank et al., 1988	6, 9, 10, 11
S.-o. de l'Ont.	1983–1984	209	2,1 mg/kg	1,5		2,1	99	50 µg/g	Frank et al., 1988	6, 9, 10, 11
Cornwall	1984	21	2169 ng/g	1433	604–5866	2,169	100	100 ng/g	Williams et al., 1988	1, 7, 10
London	1984	37	2011 ng/g	1115	618–5159	2,011	100	100 ng/g	Williams et al., 1988	1, 7, 10
St. Catharines	1984	17	2418 ng/g	1587	938–6269	2,418	100	100 ng/g	Williams et al., 1988	1, 7, 10
Toronto	1984	7	2224 ng/g	2003	789–6368	2,224	100	100 ng/g	Williams et al., 1988	1, 7, 10
Welland	1984	23	1854 ng/g	2084	745–11 209	1,854	100	100 ng/g	Williams et al., 1988	1, 7, 10
Windsor	1984	36	2309 ng/g	1204	197–5699	2,309	100	100 ng/g	Williams et al., 1988	1, 7, 10
Ontario	1984	141	2136 ng/g	1473	197–11 209	2,136	100	100 ng/g	Williams et al., 1988	1, 7, 10
Alberta	1967–1968	51	ND			ND	0		Kadis et al., 1970	7, 8

Voir les notes à la fin du tableau 3.1u.

Tableau 3.1u Concentrations résiduelles de BPC dans les tissus adipeux des humains (masse humide)

Provenance des échantillons	Année(s) de prélèv.	N	Moyenne déclarée	ET	Intervalle	Moyenne stand. (µg/g)	Fréq. de détect. (en %)	Seuil de détection	Références	Remarques
Toronto	1969	50	ND			ND	0	0,05 mg/kg	Ritcey et al., 1973	6, 12
Ottawa	1969	40	ND			ND		0,05 mg/kg	Ritcey et al., 1973	6, 12
Ontario	1972	57	1,070 µg/g	0,658		1,070	100		Mes et al., 1977	7, 8, 10
Ontario	1976	6	1,791 µg/g	1,468		1,791			Mes et al., 1982	7, 8, 10
Ontario	1976	6	0,253 µg/g	0,073		0,253			Mes et al., 1982	7, 8, 13
Kingston	1979-1981	91	2950 ng/g	3626	90-28 300	2,950	100	10 ng/g	Williams et al., 1984	1, 7
Ottawa	1980-1981	84	2001 ng/g	873	450-4760	2,001	100	10 ng/g	Williams et al., 1984	1, 7
E. de l'Ont.	1980	10	4,03 ppm	6,02	0,65-20,9	4,03	100		Ryan et al., 1985	7, 8, 10
Canada	1969	221	ND			ND		0,05 mg/kg	Ritcey et al., 1973	6, 12
Canada	1972	168	0,907 µg/g	0,817	0,106-6,603	0,907	100		Mes et al., 1977	7, 8, 10
Canada	1976	99	0,944 µg/g	0,902	0,040-6,801	0,944	100		Mes et al., 1982	7, 8, 10
Canada	1976	99	0,307 µg/g	0,272	0,054-2,300	0,307	100		Mes et al., 1982	7, 8, 13
Canada	1976	46	0,95 ppm	0,70	0,16-4,17	0,95	100		Ryan et al., 1985	7, 8, 10

Remarques sur les tableaux des données relatives aux tissus adipeux

1. Pour calculer la moyenne, on a supposé que la concentration des produits non décelables était égale à la moitié du seuil de détection.
2. Moyenne arithmétique calculée uniquement à partir des valeurs positives.
3. En Ontario, à l'extérieur de la région du Sud.
4. Erreur type indiquée à la place de l'écart type.
5. Valeur non calculée à cause de la présence de perturbations.
6. Valeurs non corrigées en fonction des pertes occasionnées lors de la récupération.
7. On ne sait si les valeurs indiquées ont été corrigées en fonction des pertes occasionnées lors de la récupération.
8. La méthode ayant servi au calcul des moyennes n'a pas été indiquée.
9. Étalon d'Aroclor 1254.
10. Étalon d'Aroclor 1260.
11. Étalon constitué d'un mélange d'Aroclor.
12. L'étalon d'Aroclor utilisé n'a pas été spécifié.
13. Étalon d'Aroclor 1242.
14. La distribution de la fréquence a été indiquée.
15. Valeur minimale non indiquée.
16. La fréquence de détection ne tient pas compte des cas où les valeurs n'ont pas été calculées à cause de la présence de perturbations.
17. Enfants de moins de cinq ans.
18. Échantillon obtenu à partir de plusieurs prélèvements.

DONNÉES RELATIVES AUX TISSUS HUMAINS : LE SANG

Tableau 3.2a Concentrations résiduelles de métaux dans le sang humain (entier)

Produit chimique	Provenance des échantillons	Année(s) de prélèvement	N	Moyenne (médiane)	ET	Intervalle	Moyenne stand. (µg/g)	Références	Remarques
Mercure	Ontario	1971-1978	6 124			<20-660 ppb		Wheatley, 1979	3a, 6
	Ontario	1978-1982	8 609			<20-304 ppb		Wheatley, 1984	3a, 6
	P. internationale	1934-1972	515			<0,005-0,02 mg/L		Iyengar et al. 1978	1b,2,3a,3d,3f,3g
	P. internationale		17			0,6-59 µg/L		Iyengar, Woittiez, 1988	1b,2,8,10
Cuivre	Colombie-Britannique	1977	946	(1,11 mg/L)		0,69-1,78	1,05	Subramanian, Meranger, 1983	3a,4,8,9
	États-Unis		116	123 µg/100 g		37-215	1,23	Smith et al., 1976	3a
	P. internationale	1950-1974	1 941	1,01 mg/L		0,64-1,28	0,953	Iyengar et al. 1978	1a,1b,3a,3b,3c,3d,3e,9
	P. internationale		16	0,91 mg/L	0,13	0,8-1,3	0,86	Iyengar, Woittiez, 1988	1a,1b,2,8,10
Cadmium	Colombie-Britannique	1977	946	<0,0005 mg/L			<0,0005	Subramanian, Meranger, 1983	3a, 4
	États-Unis		52	0,66 µg/100 g	0,25	0,21-2,64	0,0066	Smith et al., 1976	3a, 5
	P. internationale	1968-1973	354	0,0053 mg/L		0,0011-0,0076	0,0053	Iyengar et al. 1978	1a,1b,2,3a,3b,3f,9
	P. internationale		53	(1,0 µg/L)		0,3-7,0		Iyengar, Woittiez, 1988	1b,2,10
Zinc	Colombie-Britannique	1977	946	(4,3 mg/L)		2,10-6,53	4,1	Subramanian, Meranger, 1983	3a,4,8,9
	P. internationale	1951-1974	2 425	7,0 mg/L		4,8-9,3	6,6	Iyengar et al. 1978	1a,1b,2,3d,3e,9
	P. internationale		19	(8,1 mg/L)	1,1	4,4-8,6	7,6	Iyengar, Woittiez, 1988	1a,1b,2,8,10
Plomb	Ontario	1984	584	0,1042 mg/L	0,0152		0,0983	MacPherson, 1987	3a,3h,7,9
	Ontario (zone urbaine)	1984	200	0,1199 mg/L	0,0139		0,113	MacPherson, 1987	3a,3h,7,9
	Riverdale end (Ont.)	1984	214	0,1399 mg/L	0,0158		0,132	MacPherson, 1987	3a,3h,7,9
	Colombie-Britannique	1977	946	(0,122 mg/L)		0,02-0,4	0,115	Subramanian, Meranger, 1983	3a,4,8,9
	États-Unis		116	15,7 µg/100g	6,33	3,0-37,0	0,157	Smith et al., 1976	3a, 5
	P. internationale	1953-1973	17 335	0,214 mg/L		0,088-0,40	0,202	Iyengar et al. 1978	1a,1b,2,3a,3b,3c,3d,3e,9
	P. internationale		95	(123 µg/L)		8-269		Iyengar, Woittiez, 1988	1b,2,10
Arsenic	P. internationale	1944-1974	144			0,0025-0,19 mg/L		Iyengar et al. 1978	3c,3d,3f,3g
	P. internationale		8	(5 µg/L)		2-13		Iyengar, Woittiez, 1988	1b,2,10

Voir les notes à la fin du tableau 3.2d.

Tableau 3.2b Concentrations résiduelles de nickel dans le sang humain (sérum)

Provenance des échantillons	Année(s) de prélèv.	N	Moyenne	ET	Intervalle	Moyenne stand. (µg/g)	Références	Remarques
P. internationale	1956-1971	295	29,7 µg/L		0,0078-0,0580	0,0297	Iyengar et al, 1978	1a,1b,2,3a,3b,3e,10
Sudbury (Ont.)	1971	25	4,6 µg/L	1,4	2,0-7,3	0,0045	Mcneely et al, 1972	3a,11
Hartford (Conn.)	1971	26	2,6 µg/L	1,0	0,8-5,2	0,0025	Mcneely et al, 1972	3a,11
Sudbury (Ont.)		22	0,6 µg/L	0,3	0,2-1,3	0,6	Hopfer et al, 1987	3a,9,12
Hartford (Conn.)		43	0,2 µg/L	0,2	<0,05-1,0	0,2	Hopfer et al, 1987	3a,9,12
P. internationale		2			0,05-1,3 µg/L		Iyengar, Woittiez, 1988	1b,2,10

Voir les notes à la fin du tableau 3.2d.

Tableau 3.2c Concentrations résiduelles d'arsenic dans le sang humain (plasma)

Produit chimique	Provenance des échantillons	Année(s) de Prélèvement	Moyenne	ET	Intervalle	Références	Remarques
Arsenic	P. internationale	1967-1983	0,452-1,7 ng/mL		0,088-1,82	Versieck, 1985	1a,1b,2,3f

Tableau 3.2d Concentrations résiduelles de mercure dans le sang humain (entier)

Provenance des échantill.	Année (s) de prélèv.	N	Nombre et fréq. des analyses pour chaque intervalle de concentration							Références	Remarques
			<20 ppb	20-99 ppb	100-199 ppb	200-299 ppb	300-399 ppb	400-499 ppb	500-700 ppb		
Ontario	1971-1978	6124	4566 (74,56 %)	1359 (22,19 %)	157 (2,56 %)	28 (0,46 %)	7 (0,11 %)	3 (0,08 %)	2 (0,03 %)	Wheatley, 1979	3a
Ontario	1979-1982	8609	7161 (83,18 %)	1397 (16,23 %)	47 (0,55 %)	3 (0,03 %)	1 (0,01 %)			Wheatley, 1984	3a
Manitoba	1979-1982	5274	4567 (86,6 %)	698 (13,23 %)	8 (0,15 %)	1 (0,02 %)				Wheatley, 1984	3a
Québec	1979-1982	2410	1161 (48,17 %)	1229 (51,00 %)	20 (0,83 %)					Wheatley, 1984	3a

Remarques sur les données relatives aux concentrations de divers métaux dans les tissus humains :

1a. C'est la moyenne générale qui est indiquée dans la colonne des moyennes.
1b. C'est l'intervalle des moyennes qui est indiqué dans la colonne des intervalles.
2. Dans cette étude, on a utilisé des échantillons de provenances diverses. Les valeurs compilées avaient surtout été obtenues chez des adultes. La colonne des années de prélèvement correspond davantage à la date de publication des données qu'à la date de prélèvement des échantillons.
3. Technique d'analyse.
3a. Spectrométrie d'absorption atomique.
3b. Spectrométrie d'émission d'arc/spectrométrie d'émission de flamme.
3c. Polarographie.
3d. Spectrométrie d'absorption en solution.
3e. Fluorescence X.
3f. Activation neutronique.
3g. Spectrométrie de masse.
3h. Colorimétrie d'extraction.
4. Dans cette étude, on a examiné des enfants de la Colombie-Britannique qui étaient potentiellement exposés. Ces enfants habitaient à proximité d'un complexe mine-usine d'extraction de cuivre.
5. Dans cette étude, on a examiné des enfants des États-Unis dont l'âge variait de 2 mois à 13 ans qui, autant que l'on sache, n'avaient jamais été exposés à du cadmium, à du plomb ou à du cuivre.
6. Cette étude portait entre autres sur des populations indiennes et inuit où tous les âges et les deux sexes étaient représentés. Les concentrations de mercure mesurées dans les cheveux ont été converties en concentrations de mercure dans le sang dans le cas de certaines données.
7. Cette étude portait entre autres sur des enfants des deux sexes dont l'âge variait de 1 à 6 ans.
8. Dans ce cas, la valeur moyenne était en fait une moyenne pondérée.
9. Les moyennes standard ont été calculées à partir des valeurs suivantes correspondant respectivement à la densité du sang entier, du plasma et du sérum : 1,06, 1,028 et 1,028.
10. La colonne des *N* correspond en fait au nombre de séries de données.
11. Cette étude portait sur des employés d'hôpital adultes, en bonne santé, des deux sexes, dont l'âge moyen était de 31,0 ± 11,0 ans, habitant à Sudbury. Les sujets de Hartford comprenaient des hommes et des femmes dont l'âge moyen était de 32,4 ± 12,0 ans. Ces deux groupes n'étaient pas exposés en milieu de travail.
12. Cette étude portait sur des employés d'hôpital en bonne santé, adultes, dont 82 % étaient des femmes de Sudbury. Les 43 habitants de Hartford étaient des employés d'hôpital en bonne santé, dont 49 % étaient des femmes.

DONNÉES RELATIVES AU LAIT HUMAIN

Tableau 3.3a Concentrations résiduelles de chlordane et de produits apparentés dans le lait humain (matières grasses du lait)

Provenance des échantill.	Produit	Année(s) de prélèv.	N	Moyenne déclarée	ET	Inter-valle	Moyenne stand. (ng/g)	Fréq. de détect. (en %)	Seuil de détect.	Références	Remarques
Alberta	Cis/trans chlordane	1977-1978	33	NC			NC		0,001 ppm	Currie et al., 1979	6, 8
Canada	t-chlordane	1982	210	10 ng/g		ND-68	10	73		Mes et al., 1986	2, 7
Canada	α-chlordane	1982	210	27 ng/g		ND-84	27	56		Mes et al., 1986	2, 7
Canada	Oxychlordane	1982	210	27 ng/g		Max. 109	27	100		Mes et al., 1986	2, 7, 16
Canada	Oxychlordane	1987	18	35 ng/g			35	100		Davies et Mes, 1987	2, 7, 15

Voir les notes à la fin du tableau 3.3s.

Tableau 3.3b Concentrations résiduelles de chlordane et de produits apparentés dans le lait humain (lait entier)

Provenance des échantill.	Produit	Année(s) de prélèv.	N	Moyenne déclarée	ET	Inter-valle	Moyenne stand. (ng/g)	Fréq. de détect. (en %)	Seuil de détect.	Références	Remarques
Ontario	Oxychlordane	1975	35	1 ng/g			1		1 ng/g	Mes and Davies, 1979	2, 6
Ontario	Chlordane	1975-1985	200	ND			ND		0,15 µg/kg	Frank et al., 1988	6
Ontario	α-chlordane	1982	75	1 ng/g			1			Mes et al., 1986	2, 7
Ontario	t-chlordane	1982	75	traces			NC			Mes et al., 1986	2, 7
Ontario	Oxychlordane	1982	75	1 ng/g			1			Mes et al., 1986	2, 7
Canada	Oxychlordane	1975	100	1 ng/g		ND-2	1	77	1 ng/g	Mes and Davies, 1979	2, 6
Canada	α-chlordane	1982	210	1 ng/g		ND-4	1	56		Mes et al., 1986	2, 7
Canada	t-chlordane	1982	210	traces		ND-2	NC	73		Mes et al., 1986	2, 7
Canada	Oxychlordane	1982	210	1 ng/g		Max. 2	1	100		Mes et al., 1986	2, 7, 16
Canada	Oxychlordane	1987	18	0,7 ng/g			0,7	100		Davies et Mes, 1987	2, 7, 15

Voir les notes à la fin du tableau 3.3s.

Tableau 3.3c Concentrations résiduelles de dieldrine et d'aldrine dans le lait humain (matières grasse du lait)

Provenance des échantill.	Produit	Année(s) de prélèv.	N	Moyenne déclarée	ET	Intervalle	Moyenne stand. (ng/g)	Fréq. de détect. (en %)	Seuil de détection	Références	Remarques
Ontario	Dieldrine	1967-1968	25	0,284 mg/kg	0,291	0,05-1,53	284	98	0,001 mg/kg	Ritcey et al., 1972	7, 8
Ontario	Dieldrine	1969-1970	48	0,09 ppm		<0,01-0,25	90			Holdrinet et al., 1977	6, 8
Ontario	Dieldrine	1971-1972	34	0,04 ppm		<0,01-0,17	40			Holdrinet et al., 1977	6, 8
Ontario	Dieldrine	1973-1974	19	0,04 ppm		<0,01-0,08	40			Holdrinet et al., 1977	6, 8
Alberta	Dieldrine	1966-1978	59	0,18 ppm		ND-4,66	180	39	0,001 ppm	Currie et al., 1979	6, 8
Alberta	Dieldrine	1977-1978	33	0,025 ppm		ND-0,061	25	97	0,001 ppm	Currie et al., 1979	6, 8
Québec	Aldrine	1978-1979	154	0,041 mg/kg	0,066	0-0,74	41	98		Dillon et al., 1981	3, 7, 8, 14
Canada	Dieldrine	1982	210	27 ng/g		ND-202	27	95		Mes et al., 1986	2, 7
Canada	Dieldrine	1987	18	21 ng/g			21	89		Davies et Mes, 1987	2, 7, 15

Voir les notes à la fin du tableau 3.3s.

Tableau 3.d Concentrations résiduelles de dieldrine et d'aldrine dans le lait humain (lait entier)

Provenance des échantill.	Produit	Année(s) de prélèv.	N	Moyenne déclarée	ET	Intervalle	Moyenne stand. (ng/g)	Fréq. de détect. (en %)	Seuil de détection	Références	Remarques
Ontario	Dieldrine	1967-1968	25	0,008 mg/kg	0,011	0,002-0,060	8	98	0,001 mg/kg	Ritcey et al., 1972	7, 8
Ontario	Dieldrine	1975	35	2 ng/g			2		1 ng/g	Mes et Davies, 1979	2, 6
Ontario	Dieldrine	1975	15	0,54 µg/kg	0,27		0,54		0,15 µg/kg	Frank et al., 1988	6, 8
Ontario	Dieldrine	1978	127	0,54 µg/kg	0,55		0,54		0,15 µg/kg	Frank et al., 1988	6, 8, 13
Ontario	Dieldrine	1979	15	0,36 µg/kg	0,27		0,36		0,15 µg/kg	Frank et al., 1988	6, 8, 13
Ontario	Dieldrine	1980-1981	12	0,30 µg/kg	0,21		0,30		0,15 ug/kg	Frank et al., 1988	6, 8, 13
Ontario	Dieldrine	1982	75	1 ng/g			1			Mes et al., 1986	2, 7
Ontario	Dieldrine	1983-1984	13	<0,15 µg/kg			<0,15		0,15 µg/kg	Frank et al., 1988	6, 8, 13
Ontario	Dieldrine	1985	18	<0,10 µg/kg			<0,10		0,15 µg/kg	Frank et al., 1988	6, 8, 13
Canada	Dieldrine	1975	100	2 ng/g		ND-6	2	84	1 ng/g	Mes et Davies, 1979	2, 6
Québec	Aldrine	1978-1979	154	0,001 mg/kg	0,003		1	98		Dillon et al., 1981	7, 8
Canada	Dieldrine	1982	210	1 ng/g		ND-8	1	95		Mes et al., 1986	2, 7
Canada	Dieldrine	1987	18	0,4 ng/g			0,4	89		Davies et Mes, 1987	2, 7, 15

Voir les notes à la fin du tableau 3.3s.

Tableau 3.3e Concentrations résiduelles de DDT et de produits apparentés dans le lait humain (matières grasses du lait)

Provenance des échantillons	Produit	Année(s) de prélèv.	N	Moyenne déclarée	ET	Intervalle	Moyenne stand. (µg/g)	Fréq. de détect. (en %)	Seuil de détection	Références	Remarques
Ontario	p,p'-DDE	1967-1968	25	3,743 mg/kg	2,401	0,92-11,10	3,743	100	0,001 mg/kg	Ritcey et al., 1972	7, 8
Ontario	p,p'-DDT	1967-1968	25	1,197 mg/kg	0,982	0,62- 5,55	1,197	100	0,001 mg/kg	Ritcey et al., 1972	7, 8
Ontario	o,p'-DDT	1967-1968	25	0,268 mg/kg	0,150	0,04- 0,69	0,268	93	0,001 mg/kg	Ritcey et al., 1972	7, 8
Ontario	p,p'-TDE	1967-1968	25	0,192 mg/kg	0,121	0,04- 0,54	0,192	95	0,001 mg/kg	Ritcey et al., 1972	7, 8
Ontario	DDT total	1967-1968	25	5,339 mg/kg	3,340	1,85-17,28	5,399		0,001 mg/kg	Ritcey et al., 1972	7, 8
Ontario	DDT total	1969-1970	48	3,48 ppm		0,11-11,4	3,48			Holdrinet et al., 1977	6, 8, 13
Ontario	DDT total	1971-1972	34	3,48 ppm		0,33-18,8	3,48			Holdrinet et al., 1977	6, 8, 13
Ontario	DDT total	1973-1974	19	1,38 ppm		0,22- 2,58	1,38			Holdrinet et al., 1977	6, 8, 13
Alberta	p,p'-DDE	1966-1970	59	2,23 ppm		0,173-8,12	2,23	100	0,001 ppm	Currie et al., 1979	6, 8
Alberta	p,p'-DDT	1966-1970	59	1,14 ppm		ND-11,25	1,14	97	0,001 ppm	Currie et al., 1979	6, 8
Alberta	o,p'-DDT	1966-1970	59	0,003 ppm		ND-0,072	0,003	5	0,001 ppm	Currie et al., 1979	6, 8
Alberta	p,p'-TDE	1966-1970	59	0,151 ppm		ND-1,45	0,151	83	0,001 ppm	Currie et al., 1979	6, 8
N.-B.	p,p'-DDE	1972	6	2,61 ppm	1,51	1,12-4,78	2,61	100	0,003 µg/g	Musial et al., 1974	2, 7
N.-B.	p,p'-DDT	1972	6	0,96 ppm	0,77	0,38-2,11	0,97	100	0,002 µg/g	Musial et al., 1974	2, 7
N.-É.	p,p'-DDE	1972	9	1,80 ppm	0,77	0,70-2,83	1,80	100	0,003 µg/g	Musial et al., 1974	2, 7
N.-É.	p,p'-DDT	1972	9	0,061 ppm	0,23	traces-0,98	0,061	100	0,002 µg/g	Musial et al., 1974	2, 7
Alberta	p,p'-DDE	1977-1978	33	1,09 ppm		0,258-5,18	1,09	100	0,001 ppm	Currie et al., 1979	6, 8
Alberta	p,p'-DDT	1977-1978	33	0,437 ppm		traces-8,35	0,437	100	0,001 ppm	Currie et al., 1979	6, 8
Alberta	o,p'-DDT	1977-1978	33	0,031 ppm		ND-0,169	0,031	70	0,001 ppm	Currie et al., 1979	6, 8
Alberta	p,p'-TDE	1977-1978	33	0,023 ppm		ND-0,348	0,023	48	0,001 ppm	Currie et al., 1979	6, 8
Québec	p,p'-DDE	1978-1979	154	0,883 mg/kg	0,773	0,01-6,79	0,883	99		Dillon et al., 1981	3, 7, 8, 14
Québec	p,p'-DDT	1978-1979	154	0,204 mg/kg	0,262	0-2,51	0,204	99		Dillon et al., 1981	3, 7, 8, 14
Québec	DDT total	1978-1979	154	1,087 mg/kg	0,880	0,01-6,81	1,087	99		Dillon et al., 1981	3, 7, 8, 14
Canada	p,p'-DDE	1982	210	911 ng/g		Max. 5600	0,911	100		Mes et al., 1986	2, 7, 16
Canada	p,p'-DDT	1982	210	80 ng/g		ND-450	0,080	96		Mes et al., 1986	2, 7
Canada	o,p'-DDT	1982	210	12 ng/g		ND- 58	0,012	26		Mes et al., 1986	2, 7
Canada	p,p'-TDE	1982	210	27 ng/g		ND-113	0,027	64		Mes et al., 1986	2, 7
Canada	p,p'-DDE	1987	18	759 ng/g			0,759	100		Davies et Mes, 1987	2, 7, 15
Canada	p,p'-DDT	1987	18	61 ng/g			0,061	94		Davies et Mes, 1987	2, 7, 15
Canada	o,p'-DDT	1987	18	19 ng/g			0,019	28		Davies et Mes, 1987	2, 7, 15
Canada	p,p'-TDE	1987	18	18 ng/g			0,018	72		Davies et Mes, 1987	2, 7, 15

Voir les notes à la fin du tableau 3.3s.

Tableau 3.3f Concentrations résiduelles de DDT et de produits apparentés dans le lait humain (lait entier)

Provenance des échantil.	Produit	Année(s) de prélèv.	N	Moyenne déclarée	ET	Intervalle	Moyenne stand. (ng/g)	Fréq. de détect. (en %)	Seuil de détection	Références	Remarques
Ontario	p,p'-DDE	1967-1968	25	0,131 ppm	0,164	0,022-0,490	131			Ritcey et al., 1972	7, 8
Ontario	p,p'-DDT	1967-1968	25	0,038 ppm	0,042	0,008-0,217	38			Ritcey et al., 1972	7, 8
Ontario	o,p'-DDT	1967-1968	25	0,007 ppm	0,005	0,001-0,027	7			Ritcey et al., 1972	7, 8
Ontario	p,p'-TDE	1967-1968	25	0,006 ppm	0,005	0,001-0,022	6			Ritcey et al., 1972	7, 8
Ontario	DDT total	1967-1968	25	0,169 ppm	0,164	0,04-0,68	169			Ritcey et al., 1972	7, 8
Ontario	DDT total	1975	15	24,0 µg/kg	33,0		24	100	0,15 µg/kg	Frank et al., 1988	6, 8, 13
Ontario	p,p'-DDE	1975	35	34 ng/g			34		1 ng/g	Mes et Davies, 1979	2, 6
Ontario	p,p'-DDT	1975	35	6 ng/g			6		1 ng/g	Mes et Davies, 1979	2, 6
Ontario	o,p'-DDT	1975	35	6 ng/g			6		1 ng/g	Mes et Davies, 1979	2, 6
Ontario	DDT total	1976	127	27,3 µg/kg	27,5		27,3	100	0,15 µg/kg	Frank et al., 1988	6, 8, 13
Ontario	DDT total	1979	15	25,1 µg/kg	22,1		25,1	100	0,15 µg/kg	Frank et al., 1988	6, 8, 13
Ontario	DDT total	1980-1981	12	30,9 µg/kg	15,8		30,9	100	0,15 µg/kg	Frank et al., 1988	6, 8, 13
Ontario	p,p'-DDE	1982	75	37 ng/g			37			Mes et al., 1986	2, 7
Ontario	p,p'-DDT	1982	75	4 ng/g			4			Mes et al., 1986	2, 7
Ontario	o,p'-DDT	1982	75	1 ng/g			1			Mes et al., 1986	2, 7
Ontario	p,p'-TDE	1982	75	1 ng/g			1			Mes et al., 1986	2, 7
Ontario	DDT total	1983-1984	13	16,9 µg/kg	19,4		16,9	100	0,15 µg/kg	Frank et al., 1988	6, 8, 13
Ontario	DDT total	1985	10	22 µg/kg	21		22	100	0,15 µg/kg	Frank et al., 1988	6, 8, 13

Voir les notes à la fin du tableau 3.3s.

Tableau 3.3f (suite) Concentrations résiduelles de DDT et de produits apparentés dans le lait humain (lait entier)

Provenance des échantillons	Produit	Année(s) de prélèv.	N	Moyenne déclarée	ET	Intervalle	Moyenne stand. (ng/g)	Fréq. de détect. (en %)	Seuil de détect.	Références	Remarques
Canada	p,p'-DDE	1970	90	56 ng/g			56			Mes et al, 1986	2, 7
Canada	p,p'-DDT	1970	90	15 ng/g			15		1 ppb	Mes et Davies, 1979	2, 6
Canada	o,p'-DDT	1970	90	3 ng/g			3			Mes et Davies, 1979	2, 6
Canada	p,p'-TDE	1970	90	3 ng/g			3			Mes et Davies, 1979	2, 6
N.-B.	p,p'-DDE	1972	6	0,035 ppm	0,018	0,017-0,068	35	100	0,003 µg/g	Musial et al., 1974	2, 7
N.-B.	p,p'-DDT	1972	6	0,013 ppm	0,009	0,006-0,030	13	100	0,002 µg/g	Musial et al., 1974	2, 7
N.-É.	p,p'-DDE	1972	9	0,019 ppm	0,010	0,009-0,040	19	100	0,003 µg/g	Musial et al., 1974	2, 7
N.-É.	p,p'-DDT	1972	9	0,006 ppm	0,002	traces-0,011	6	100	0,002 µg/g	Musial et al., 1974	2, 7
Canada	p,p'-DDE	1975	100	35 ng/g		Max. 144		100	1 ng/g	Mes et Davies, 1979	2, 6, 16
Canada	p,p'-DDT	1975	100	6 ng/g		Max. 21	6	100	1 ng/g	Mes et Davies, 1979	2, 6, 16
Canada	o,p'-DDT	1975	100	3 ng/g		ND - 48	3	32	1 ppb	Mes et Davies, 1979	2, 6
Québec	p,p'-DDE	1978-1979	154	0,032 mg/kg	0,028		32	99		Dillon et al., 1981	7, 8
Québec	p,p'-DDT	1978-1979	154	0,007 mg/kg	0,009		7	99		Dillon et al., 1981	7, 8
Québec	DDT total	1978-1979	154	0,039 mg/kg	0,031		39	99		Dillon et al., 1981	7, 8
Canada	p,p'-DDE	1982	210	34 ng/g		Max. 268	34	100		Mes et al., 1986	2, 7, 16
Canada	p,p'-DDT	1982	210	3 ng/g		ND - 29	3	96		Mes et al., 1986	2, 7
Canada	o,p'-DDT	1982	210	traces		ND - 2	NC	26		Mes et al., 1986	2, 7
Canada	p,p'-TDE	1982	210	1 ng/g		ND - 4	1	64		Mes et al., 1986	2, 7
Canada	p,p'-DDE	1987	18	14,2 ng/g			14,2	100		Davies et Mes, 1987	2, 7, 15
Canada	p,p'-DDT	1987	18	1,1 ng/g			1,1	94		Davies et Mes, 1987	2, 7, 15
Canada	o,p'-DDT	1987	18	0,4 ng/g			0,4	28		Davies et Mes, 1987	2, 7, 15
Canada	p,p'-TDE	1987	18	0,3 ng/g			0,3	72		Davies et Mes, 1987	2, 7, 15

Voir les notes à la fin du tableau 3.3s.

Tableau 3.3g Concentrations résiduelles d'hexachlorobenzène dans le lait humain (matières grasses du lait)

Provenance des échantill.	Année(s) de prélèv.	N	Moyenne déclarée	ET	Intervalle	Moyenne stand. (ng/g)	Fréq. de détect. (en %)	Seuil de détect.	Références	Remarques
Ontario	1973-1974	14	0,10 mg/kg		ND-0,25	100			Holdrinet et al., 1977	6, 8
Alberta	1977-1978	33	0,091 ppm		traces-5,13	91	94		Currie et al., 1979	6, 8
Canada	1982	210	54 ng/g		Max. 256	54	100	1 ng/g	Mes et al., 1986	2, 7, 16
Canada	1987	18	52 ng/g			52	94		Davies et Mes, 1988	2, 7, 15

Voir les notes à la fin du tableau 3.3s.

Tableau 3.3h Concentrations résiduelles d'hexachlorobenzène dans le lait humain (lait entier)

Provenance des échantill.	Année(s) de prélèv.	N	Moyenne déclarée	ET	Intervalle	Moyenne stand. (ng/g)	Fréq. de détect. (en %)	Seuil de détect.	Références	Remarques
Ontario	1975	35	2 ng/g			2		1 ng/g	Mes et Davies, 1979	2, 6
Ontario	1982	75	2 ng/g			2	100	1 ng/g	Mes et al., 1986	2, 7
Ontario	1978	127	0,51 µg/kg	1,31		0,51		0,15 µg/kg	Frank et al., 1988	6, 8
Ontario	1979	15	0,39 µg/kg	0,29		0,39		0,15 µg/kg	Frank et al., 1988	6, 8
Ontario	1980-1981	12	0,28 µg/kg	0,21		0,28		0,15 µg/kg	Frank et al., 1988	6, 8
Ontario	1983-1984	13	0,52 µg/kg	0,61		0,52		0,15 µg/kg	Frank et al., 1988	6, 8
Ontario	1985	18	0,26 µg/kg	0,42		0,26		0,15 µg/kg	Frank et al., 1988	6, 8
Canada	1975	100	2 ng/g		Max. 21	2	81	1 ng/g	Mes et Davies, 1979	2, 6, 16
Canada	1982	210	2 ng/g		Max. 9	2	100	1 ng/g	Mes et al., 1986	2, 7, 16
Canada	1988	18	1,0 ng/g				94		Davies et Mes, 1988	2, 7, 15

Voir les notes à la fin du tableau 3.3s.

Tableau 3.3l Concentrations résiduelles des isomères d'hexachlorocyclohexane dans le lait humain (matières grasses du lait)

Provenance des échantill.	Isomère	Année(s) de prélèv.	N	Moyenne déclarée	ET	Intervalle	Moyenne stand. (ng/g)	Fréq. de détect. (en %)	Seuil de détection	Références	Remarques
Ontario	γ-HCH	1967-1968	25	0,071 mg/kg	0,070	<0,01-0,32	71	81	0,001 mg/kg	Ritcey et al., 1972	7, 8
Alberta	α-HCH	1966-1970	59	0,107 ppm		ND-0,733	107	37	0,001 ppm	Currie et al., 1979	6, 8
Alberta	γ-HCH	1966-1970	59	0,006 ppm		ND-0,340	6	3	0,001 ppm	Currie et al., 1979	6, 8
Alberta	α-HCH	1977-1978	33	0,002 ppm		ND-0,016	2	76	0,001 ppm	Currie et al., 1979	6, 8
Alberta	β-HCH	1977-1978	33	0,232 ppm		0,009-0,393	232	100	0,001 ppm	Currie et al., 1979	6, 8
Alberta	γ-HCH	1977-1978	33	ND			ND	0	0,001 ppm	Currie et al., 1979	6, 8
Québec	γ-HCH	1978-1979	154	0,047 mg/kg	0,131	ND-1,56	47	95		Dillon et al., 1981	3, 7, 8, 14
Canada	α-HCH	1982	210	7 ng/g		ND-62	7	99		Mes et al., 1986	2, 7
Canada	β-HCH	1982	210	214 ng/g		Max. 3276	214	100		Mes et al., 1986	2, 7, 16
Canada	γ-HCH	1982	210	5 ng/g		ND-98	5	68		Mes et al., 1986	2, 7
Canada	α-HCH	1987	18	5 ng/g			5	100		Davies et Mes, 1987	2, 7, 15
Canada	β-HCH	1987	18	22 ng/g			22	100		Davies et Mes, 1987	2, 7, 15
Canada	γ-HCH	1987	18	7 ng/g			7	44		Davies et Mes, 1987	2, 7, 15

Voir les notes à la fin du tableau 3.3a.

Tableau 3.3j Concentrations résiduelles des isomères d'hexachlorocyclohexane dans le lait humain (lait entier)

Provenance des échantill.	Isomère	Année(s) de prélèv.	N	Moyenne déclarée	ET	Intervalle	Moyenne stand. (ng/g)	Fréq. de détect. (en %)	Seuil de détection	Référence	Remarques
Ontario	γ-HCH	1967-1968	25	0,002 mg/kg	0,003	<0,001-0,013	2	81	0,001 mg/kg	Ritcey et al., 1972	7, 8
Ontario	β-HCH	1975	35	3 ng/g			3		1 ng/g	Mes et Davies, 1979	2, 6
Ontario	γ-HCH	1975-1985	100	ND				0	15 ug/L	Frank et al., 1988	
Ontario	α-HCH	1982	75	traces			NC			Mes et al., 1986	2, 7
Ontario	β-HCH	1982	75	8 ng/g			8			Mes et al., 1986	2, 7
Ontario	γ-HCH	1982	75	traces			NC			Mes et al., 1986	2, 7
Canada	β-HCH	1975	100	2 ng/g		ND-21	2	91	1 ng/g	Mes et Davies, 1979	2, 6
Québec	γ-HCH	1978-1979	154	0,002 mg/kg	0,0001		2	95		Dillon et al., 1981	7, 8
Canada	α-HCH	1982	210	traces		ND-1 ng/g	NC	99		Mes et al., 1986	2, 7
Canada	β-HCH	1982	210	8 ng/g		Max. 39	8	100		Mes et al., 1986	2, 7, 16
Canada	γ-HCH	1982	210	traces		ND-2 ng/g	NC	68		Mes et al., 1986	2, 7
Canada	α-HCH	1987	18	0,1 ng/g			0,1	100		Davies et Mes, 1987	2, 7, 15
Canada	β-HCH	1987	18	0,4 ng/g			0,4	100		Davies et Mes., 1987	2, 7, 15
Canada	γ-HCH	1987	18	0,1 ng/g			0,1	44		Davies et Mes, 1987	2, 7, 15

Voir les notes à la fin du tableau 3.3a.

Tableau 3.3k Concentrations résiduelles d'époxyheptachlore dans le lait humain (matières grasses du lait)

Provenance des échantill.	Année(s) de prélèv.	N	Moyenne déclarée	ET	Intervalle	Moyenne stand. (ng/g)	Fréq. de détect. (en %)	Seuil de détection	Références	Remarques
Ontario	1967-1968	25	0,169 mg/kg	0,118	0,03-0,50	169	88	0,001 mg/kg	Ritcey et al., 1972	7, 8
Alberta	1966-1970	59	0,002 ppm		ND-0,060	2	5	0,001 ppm	Currie et al., 1979	6, 8
Alberta	1977-1978	33	0,028 ppm		ND-0,113	25	94		Currie et al., 1979	6, 8
Canada	1982	210	15 ng/g		ND-191	15	62		Mes et al., 1986	2, 7
Canada	1987	18	11 ng/g			11	61		Davies et Mes, 1987	2, 7, 15

Voir les notes à la fin du tableau 3.3s.

Table 3.3l Concentrations résiduelles d'époxyheptachlore dans le lait humain (lait entier)

Provenance des échantill.	Année(s) de prélèv.	N	Moyenne déclarée	ET	Intervalle	Moyenne stand. (ng/g)	Fréq. de détect. (en %)	Seuil de détection	Références	Remarques
Ontario	1967-1968	25	0,005 mg/kg	0,005	0,001-0,020	5	88	0,001 mg/kg	Ritcey et al., 1972	7, 8
Ontario	1975	35	1 ng/g			1		1 ng/g	Mes et Davies, 1979	2, 6
Ontario	1975	15	0,60 µg/kg	0,45		0,6		0,15 µg/kg	Frank et al., 1988	6, 8
Ontario	1978	127	0,34 µg/kg	0,60		0,34		0,15 µg/kg	Frank et al., 1988	6, 8, 13
Ontario	1979	15	0,22 µg/kg	0,16		0,22		0,15 µg/kg	Frank et al., 1988	6, 8, 13
Ontario	1980-1981	12	0,16 µg/kg	0,15		0,16		0,15 µg/kg	Frank et al., 1988	6, 8, 13
Ontario	1982	75	1 ng/g			1			Mes et al., 1986	2, 7
Ontario	1983-1984	13	<0,15 µg/kg			<0,15		0,15 µg/kg	Frank et al., 1988	6, 8, 13
Ontario	1985	18	<0,10 µg/kg			<0,10		0,15 µg/kg	Frank et al., 1988	6, 8, 13
Canada	1975	100	1 ng/g		ND-3	1	69	1 ng/g	Mes et Davies, 1979	2, 6
Canada	1982	210	traces		ND-7 ng/g	NC	62		Mes et al., 1986	2, 7
Canada	1987	18	0,2 ng/g			0,2	61		Davies et Mes, 1987	2, 7, 15

Voir les notes à la fin du tableau 3.3s.

Tableau 3.3m Concentrations résiduelles de mirex et de photomirex dans le lait humain (matières grasses du lait)

Provenance des échantill.	Produit	Année(s) de prélèv.	N	Moyenne déclarée	ET	Intervalle	Moyenne stand. (ng/g)	Fréq. de détect. (en %)	Seuil de détection	Références	Remarques
Alberta	Mirex	1977-1978	33	NC			NC		0,001 ppm	Currie et al., 1979	6
Canada	Photomirex	1982	210	8 ng/g		Max. 40	8	100		Mes et al., 1986	2, 7, 16
Canada	Photomirex	1987	18	13 ng/g			13	94		Davies et Mes, 1987	2, 7, 15

Voir les notes à la fin du tableau 3.3t.

Tableau 3.3n Concentrations résiduelles de mirex et de photomirex dans le lait humain (lait entier)

Provenance des échantill.	Produit	Année(s) de prélèv.	N	Moyenne déclarée	ET	Intervalle	Moyenne stand. (ng/g)	Fréq. de détection (en %)	Seuil de détection	Références	Remarques
Ontario	Mirex	1975-1985	200	ND				0	0,15 µg/kg	Frank et al., 1988	
Ontario	Photomirex	1982	75	traces			NC			Mes et al., 1986	2, 7
Canada	Mirex	1975	14	NC			NC	21		Mes et al., 1978	
Canada	Photomirex	1982	210	traces		traces-2 ng/g	NC	100		Mes et al., 1986	2, 7
Canada	Photomirex	1987	18	0,2 ng/g			0,2	94		Davies et Mes, 1987	2, 7, 15

Voir les notes à la fin du tableau 3.3t.

Tableau 3.3p Concentrations résiduelles de dioxines et de dibenzofuranes dans le lait humain (matières grasses du lait)

Provenance des échantill.	Congénères	Année de prélèv.	N[17]	Moyenne déclarée (pg/g)	Référence
Canada	2,3,7,8-TCDD	1981	200	4,5	Ryan, 1986
Canada	1,2,3,7,8-PCDD	1981	200	10	Ryan, 1986
Canada	HxCDD	1981	200	69	Ryan, 1986
Canada	1,2,3,4,6,7,8-HpCDD	1981	200	138	Ryan, 1986
Canada	OCDD	1981	200	271	Ryan, 1986
Canada	2,3,7,8-TCDF	1981	200	4,2	Ryan, 1986
Canada	2,3,4,7,8-PCDF	1981	200	12	Ryan, 1986
Canada	HxCDF	1981	200	12	Ryan, 1986
Canada	1,2,3,4,6,7,8-HpCDF	1981	200	13	Ryan, 1986

Voir les notes à la fin du tableau 3.3t.

Tableau 3.3q Concentrations résiduelles de dioxines et de dibenzofuranes dans le lait humain (lait entier)

Provenance des échantillons	Congénères	Année de prélèv.	N[1]	Moyenne déclarée (pg/g)	Référence
Canada	2,3,7,8-TCDD	1981	200	0,17	Ryan, 1986
Canada	1,2,3,7,8-PCDD	1981	200	0,38	Ryan, 1986
Canada	HxCDD	1981	200	2,6	Ryan, 1986
Canada	1,2,3,4,6,7,8-HpCDD	1981	200	5,3	Ryan, 1986
Canada	OCDD	1981	200	10,3	Ryan, 1986
Canada	2,3,7,8-TCDF	1981	200	0,16	Ryan, 1986
Canada	2,3,4,7,8-PCDF	1981	200	0,44	Ryan, 1986
Canada	HxCDF	1981	200	0,46	Ryan, 1986
Canada	1,2,3,4,6,7,8-HpCDF	1981	200	0,50	Ryan, 1986

Voir les notes à la fin du tableau 3.3s.

Tableau 3.3r Concentrations résiduelles de BPC dans le lait humain (matières grasses du lait)

Provenance des échantillons	Année(s) de prélèv.	N	Moyenne déclarée	ET	Intervalle	Moyenne stand. (µg/g)	Fréq. de détect. (en %)	Seuil de détection	Références	Remarques
Ontario	1969-1970	43	1,0 ppm		0,7-1,2	1			Holdrinet et al., 1977	6, 9, 18
Ontario	1971-1971	36	1,2 ppm		0,2-3,0	1,2			Holdrinet et al., 1977	6, 9, 18
Ontario	1973-1974	19	1,2 ppm		0,1-2,5	1,2			Holdrinet et al., 1977	6, 9, 18
N.-B.	1972	6	1,53 ppm	0,37	1,07-2,10	1,53	100	0,01 µg/g	Musial et al., 1976	2, 6, 9
N.-E.	1972	7	1,86 ppm	0,52	traces-2,66	1,86	100	0,01 µg/g	Musial et al., 1976	2, 6, 9
Alberta	1977-1978	33	0,085 ppm		traces-0,751	0,085	100	0,02 ppm	Currie et al., 1979	6, 8, 12
Québec	1978-1979	154	0,837 mg/kg	0,529	MD-6,36	0,837	99		Dillon et al., 1981	3, 7, 8, 9, 14
Canada	1982	210	697 ng/g		Max. 3022	0,697	100		Mes et al., 1986	2, 7, 10, 16

Voir les notes à la fin du tableau 3.3s.

Tableau 3.3s Concentrations résiduelles de BPC dans le lait humain (lait entier)

Provenance de échantillons	Année(s) de prélèv.	N	Moyenne déclarée	ET	Intervalle	Moyenne stand. (ng/g)	Fréq. de détect. (en %)	Seuil de détection	Références	Remarques
Ontario	1975	35	17 ng/g			17		1 ppb	Mes et Davies, 1979	2, 6, 10
Ontario	1975	15	25 µg/kg	12		25		2 µg/kg	Frank et al., 1988	6, 8, 9, 10, 11, 13
Ontario	1976	275	21 µg/kg	14		21		2 µg/kg	Frank et al., 1988	6, 8, 9, 10, 11, 13
Ontario	1979	15	33 µg/kg	14		33		2 µg/kg	Frank et al., 1988	6, 8, 9, 10, 11, 13
Ontario	1980-1981	12	26 µg/kg	16		26		2 µg/kg	Frank et al., 1988	6, 8, 9, 10, 11, 13
Ontario	1982	75	27 ng/g			27	100		Mes et al., 1986	2, 7, 10
Ontario	1983-1984	13	25 µg/kg	23		25		2 µg/kg	Frank et al., 1988	6, 8, 9, 10, 11, 13
Ontario	1985	16	23 µg/kg	17		23		2 µg/kg	Frank et al., 1988	6, 8, 9, 10, 11, 13
Canada	1970	90	6 ng/g			6			Mes et al., 1986	2, 7, 10
N.-É.	1972	6	0,022 ppm	0,007	0,015-0,030	22	100	0,01 µg/g	Musial et al., 1976	2, 7, 9
N.-É.	1972	9	0,018 ppm	0,007	traces-0,032	18	100	0,01 µg/g	Musial et al., 1976	2, 7, 9
Canada	1975	100	12 ng/g		MD-68	12	98	1 ppb	Mes et Davies, 1979	2, 6, 10
Québec	1978-1979	154	0,029 mg/kg	0,019		29	99		Dillon et al., 1981	7, 8, 9
Canada	1982	210	26 ng/g		Max. 80	26	100		Mes et al., 1986	2, 7, 10, 16
Canada	1987	18	12,4 ng/g			12,4			Davies et Mes, 1987	2, 7, 11, 15

Remarques sur les tableaux de données relatives au lait humain

1. Pour calculer la moyenne, on a supposé que la concentration des produits non décelables était égale à la moitié du seuil de détection.
2. Moyenne arithmétique calculée uniquement à partir des valeurs positives.
3. Les concentrations résiduelles basées sur la teneur en matières grasses ont été calculées en fonction d'une teneur en matières grasses du lait de 3,5 %.
4. Erreur type indiquée à la place de l'écart type.
5. Valeur non calculée à cause de la présence de perturbations.
6. Valeurs corrigées en fonction des pertes occasionnées lors de la récupération.
7. On ne sait si les valeurs indiquées ont été corrigées en fonction des pertes occasionnées lors de la récupération.
8. La méthode ayant servi au calcul des moyennes n'a pas été indiquée.
9. Étalon d'Aroclor 1254.
10. Étalon d'Aroclor 1260.
11. Étalon constitué d'un mélange d'Aroclor.
12. L'étalon d'Aroclor utilisé n'a pas été spécifié.
13. La distribution de la fréquence a été indiquée.
14. Le mode a été indiqué.
15. Population étudiée constituée de Canadiens indigènes.
16. La valeur minimale n'a pas été indiquée.
17. Échantillon obtenu à partir de plusieurs prélèvements.

DONNÉES RELATIVES AUX TISSUS HUMAINS : LES AUTRES TISSUS

Tableau 3.4a Concentrations résiduelles de métaux dans les tissus rénaux des humains (masse humide)

Produit chimique	Provenance des échantillons	N	Médiane déclarée	Intervalle	Fréq. de détect. (en %)	Seuil de détection	Références	Remarques
Cadmium	Ottawa-Hull	72		Max. 80 ppm			Méranger et al., 1981	1, 5
Cadmium	Kingston	42	31,8 mg/kg	5,1-91,1	100	0,02 mg/kg	Subramanian et Méranger, 1982	1, 6
Cadmium	Kingston	75	31,0 mg/kg	5,1-109,0	100	0,02 mg/kg	Subramanian et al., 1985	1, 6
Cadmium	Ottawa	64	30,1 mg/kg	4,8-96,0	100	0,02 mg/kg	Subramanian et al., 1985	1, 6
Cadmium	Kingston	39	16,0 mg/kg	2,8-53,8	100	0,02 mg/kg	Subramanian et Méranger, 1982	2, 6
Cadmium	Kingston	71	16,7 mg/kg	1,0-71,5	100	0,02 mg/kg	Subramanian et al., 1985	2, 6
Cadmium	Ottawa	62	15,1 mg/kg	2,2-97,5	100	0,02 mg/kg	Subramanian et al., 1985	2, 6
Cuivre	Kingston	42	2,2 mg/kg	<1-4,6	100	0,08 mg/kg	Subramanian et Méranger, 1982	1, 6
Cuivre	Kingston	74	2,4 mg/kg	1,0-5,1	100	0,08 mg/kg	Subramanian et al., 1985	1, 6
Cuivre	Ottawa	64	2,4 mg/kg	1,6-4,9	100	0,08 mg/kg	Subramanian et al., 1985	1, 6
Cuivre	Kingston	39	2,1 mg/kg	1,1-7,1	100	0,08 mg/kg	Subramanian et Méranger, 1982	2, 6
Cuivre	Kingston	76	2,3 mg/kg	1,0-15,9	100	0,08 mg/kg	Subramanian et al., 1985	2, 6
Cuivre	Ottawa	63	1,9 mg/kg	0,8-5,2	100	0,08 mg/kg	Subramanian et al., 1985	2, 6
Plomb	Kingston	76	≤0,1 mg/kg	≤0,1-0,8		0,1 mg/kg	Subramanian et al., 1985	1, 6
Plomb	Ottawa	66	≤0,1 mg/kg	≤0,1-0,9		0,1 mg/kg	Subramanian et al., 1985	1, 6
Plomb	Kingston	76	≤0,1 mg/kg	≤0,1-1,3		0,1 mg/kg	Subramanian et al., 1985	2, 6
Plomb	Ottawa	66	≤0,1 mg/kg	≤0,1-0,8		0,1 mg/kg	Subramanian et al., 1985	2, 6
Mercure	Kingston	72	0,17 mg/kg	0,01-1,18		0,002 mg/kg	Subramanian et al., 1985	1, 6
Mercure	Ottawa	65	0,28 mg/kg	0,01-1,92		0,002 mg/kg	Subramanian et al., 1985	1, 6
Mercure	Kingston	71	0,16 mg/kg	0,01-1,26		0,002 mg/kg	Subramanian et al., 1985	2, 6
Mercure	Ottawa	62	0,22 mg/kg	0,01-1,34		0,002 mg/kg	Subramanian et al., 1985	2, 6
Zinc	Kingston	42	44 mg/kg	16-110		0,2 mg/kg	Subramanian et Méranger. 1982	1, 6
Zinc	Kingston	71	45 mg/kg	16-145		0,2 mg/kg	Subramanian et al., 1985	1, 6

Tableau 3.4a Concentrations résiduelles de métaux dans les tissus rénaux des humains (masse humide) (suite)

Produit chimique	Provenance des échantill.	N	Médiane déclarée	Intervalle	Fréq. de détect. (en %)	Seuil de détection	Références	Remarques
Zinc	Ottawa	64	46 mg/kg	18-160	100	0,02 mg/kg	Subramanian et *al.*, 1985	1, 6
Zinc	Kingston	39	32 mg/kg	13-62	100	0,02 mg/kg	Subramanian et *al.*, 1985	2, 6
Zinc	Kingston	75	35 mg/kg	14-156	100	0,02 mg/kg	Subramanian et *al.*, 1985	2, 6
Zinc	Ottawa	61	30 mg/kg	11-142	100	0,02 mg/kg	Subramanian et *al.*, 1985	2, 6

Voir les notes à la fin du tableau 3.4d.

Tableau 3.4b Concentrations résiduelles de produits organiques dans les tissus rénaux des humains (masse lipidique)

Produit chimique	Provenance des échantill.	Année(s) de prélèv.	N	Moyenne déclarée	ET	Intervalle	Références	Remarques
α-BHC	Alberta	1967-1968	32	0,52 ppm	0,13	<0,001-3,42	Kadis et *al.*, 1970	3, 4
Époxyheptachlore	Alberta	1967-1968	47	0,10 ppm	0,04	<0,001-1,22	Kadis et *al.*, 1970	3, 4
Dieldrine	Alberta	1967-1968	47	0,10 ppm	0,04	<0,001-1,35	Kadis et *al.*, 1970	3, 4
p,p'-DDE	Alberta	1967-1968	47	2,59 ppm	0,25	0,01-8,30	Kadis et *al.*, 1970	3, 4
p,p'-DDD	Alberta	1967-1968	47	0,13 ppm	0,03	<0,002-5,15	Kadis et *al.*, 1970	3, 4
p,p'-DDT	Alberta	1967-1968	47	0,82 ppm	0,12	<0,005-3,16	Kadis et *al.*, 1970	3, 4

Voir les notes à la fin du tableau 3.4d.

Tableau 3.4c Concentrations résiduelles de métaux dans les tissus hépatiques des humains (masse humide)

Produit chimique	Provenance des échantill.	N	Médiane déclarée	Intervalle	Fréq. de détect. (en %)	Seuil de détection	Références	Remarques
Cadmium	Kingston	44	1,8 mg/kg	0,4-6,7	100	0,02 mg/kg	Subramanian et Méranger, 1982	6
Cadmium	Kingston	72	1,8 mg/kg	0,1-9,0	100	0,02 mg/kg	Subramanian et *al.*, 1985	6
Cadmium	Ottawa	63	1,5 mg/kg	0,1-9,1	100	0,02 mg/kg	Subramanian et *al.*, 1985	6
Cuivre	Kingston	44	5,3 mg/kg	1,6-14,8	100	0,08 mg/kg	Subramanian et Méranger, 1982	6
Cuivre	Kingston	68	5,4 mg/kg	1,6-11,9	100	0,08 mg/kg	Subramanian et *al.*, 1985	6
Cuivre	Ottawa	66	4,9 mg/kg	1,0-12,8	100	0,08 mg/kg	Subramanian et *al.*, 1985	6
Plomb	Kingston	71	0,4 mg/kg	≤0,1-1,6		0,1 mg/kg	Subramanian et *al.*, 1985	6
Plomb	Ottawa	64	0,4 mg/kg	≤0,1-1,7		0,1 mg/kg	Subramanian et *al.*, 1985	6
Mercure	Kingston	72	0,05 mg/kg	0,01-0,34	100	0,002 mg/kg	Subramanian et *al.*, 1985	6
Mercure	Ottawa	62	0,05 mg/kg	0,01-0,37	100	0,002 mg/kg	Subramanian et *al.*, 1985	6
Zinc	Kingston	44	66 mg/kg	29-188	100	0,2 mg/kg	Subramanian et Méranger, 1982	6
Zinc	Kingston	68	67 mg/kg	25-183	100	0,2 mg/kg	Subramanian et *al.*, 1985	6
Zinc	Ottawa	62	56 mg/kg	20-138	100	0,2 mg/kg	Subramanian et *al.*, 1985	6

Voir les notes à la fin du tableau 3.4d.

Tableau 3.4d Concentrations résiduelles de produits organiques dans les tissus hépatiques des humains (masse lipidique)

Produit chimique	Provenance des échantill.	Année(s) de prélèv.	N	Moyenne déclarée	ET	Intervalle	Références	Remarques
α-BHC	Alberta	1967-1968	34	0,78 ppm	0,15	<0,001-3,47	Kadis et al., 1970	3, 4
Époxyheptachlore	Alberta	1967-1968	50	0,19 ppm	0,07	<0,001-1,80	Kadis et al., 1970	3, 4
Dieldrine	Alberta	1967-1968	50	0,25 ppm	0,08	<0,001-3,00	Kadis et al., 1970	3, 4
p,p'-DDE	Alberta	1967-1968	50	3,04 ppm	0,31	0,01-9,00	Kadis et al., 1970	3, 4
p,p'-DDD	Alberta	1967-1968	50	1,45 ppm	0,22	<0,002-7,52	Kadis et al., 1970	3, 4
p,p'-DDT	Alberta	1967-1968	50	0,42 ppm	0,09	<0,005-2,65	Kadis et al., 1970	3, 4

Remarques sur les tableaux de données relatives aux reins et au foie :

1. Cortex du rein.
2. Substance médullaire du rein.
3. On n'a pas précisé si les valeurs ont été corrigées pour tenir compte des pertes liées à la récupération.
4. La méthode de calcul des moyennes n'a pas été spécifiée.
5. Échantillon prélevé en 1973.
6. Date de prélèvement de l'échantillon non indiquée.

ANNEXE

Composition du Comité de direction

M. Denis A. Davis, président
Directeur général
Direction générale des eaux intérieures
Environnement Canada

M. J. Roy Hickman
Directeur général
Direction de l'hygiène du milieu
Santé et Bien-être social Canada

M. Geoff L. Holland
Directeur général
Direction générale des sciences physiques et chimiques
Ministère des Pêches et des Océans

Composition du Groupe de travail

M. David Peakall, président*
Service canadien de la faune
Environnement Canada

M. Rod Allan
Institut national de recherche sur les eaux
Environnement Canada

M. Victor Cairns
Laboratoire des Grands Lacs pour les pêches et les sciences aquatiques
Ministère des Pêches et des Océans

M. John Cooley
Laboratoire des Grands Lacs pour les pêches et les sciences aquatiques
Ministère des Pêches et des Océans

M. Glen Fox
Service canadien de la faune
Environnement Canada

M. Andy Gilman
Direction de l'hygiène du milieu
Santé et Bien-être social Canada

M. Darrell Piekarz
Bureau de l'environnement des Grands Lacs
Environnement Canada

M. Jay Van Oostdam
Direction de l'hygiène du milieu
Santé et Bien-être social Canada

M. David Villeneuve
Direction de l'hygiène du milieu
Santé et Bien-être social Canada

M. Mike Whittle
Laboratoire des Grands Lacs pour les pêches et les sciences aquatiques
Ministère des Pêches et des Océans

* MM. David Fairbairn et Ron Shimizu ont présidé le Groupe de travail au cours des dernières étapes des travaux.

Canada

Environnement Canada Environment Canada

Environnement Canada
Direction générale
des communications
Région de l'Ontario
25, avenue St. Clair est, 6e étage
Toronto (Ontario)
M4T 1M2

Pêches et Océans Fisheries and Oceans

Pêches et Océans Canada
Direction générale
des communications
Institut Bayfield
867, chemin Lakeshore
C.P. 5050
Burlington (Ontario)
L7R 4A6

Santé et Bien-être social Canada Health and Welfare Canada

Santé et Bien-être social Canada
Centre de distribution des
publications
19e étage
Immeuble Jeanne Mance
Parc Tunney
Ottawa (Ontario)
K1A 0K9